

**Evaluación del cultivo y trasplante de fragmentos del coral *Acropora palmata* provenientes de guarderías en el Parque Nacional Natural  
Corales del Rosario y San Bernardo**

Ludovica Susana Rodríguez Goenaga

Director

Adolfo Sanjuan Muñoz

Profesor Asociado

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano

Codirector

Juan Carlos Narváez

Docente de Planta

Universidad del Magdalena

Universidad del Magdalena

Facultad de Ingeniería

Maestría en Acuicultura

2018

Copyright © 2018 por Ludovica Susana Rodríguez Goenaga. Todos los derechos reservados.

## **Dedicatoria**

A mi hijo Vico Lorenzo Rodríguez Rodríguez el motor que me hace seguir adelante el día a día.

A Dios por todas las casualidades y oportunidades que me ha dado en la vida.

A mis padres por apoyarme en todos mis proyectos de vida.

A mi director Adolfo Sanjuan Muñoz por toda la paciencia y dedicación sin nada a cambio.

## **Agradecimientos**

Expreso mi más grato agradecimiento a el Centro de Investigación, Educación y Recreación (CEINER) del Oceanario de las Islas de Rosario, muy especialmente a Rafael Vieira por todo el apoyo incondicional para mi crecimiento profesional, por permitirme culminar la toma de datos de este gran proyecto y a Jaime Rojas por su apoyo incondicional en toda la logística. Gracias a todos los residentes y trabajadores de la Isla San Martin de Pajarales.

Agradezco a mi director de tesis Adolfo Sanjuan Muñoz por sus consejos, comentarios, dedicación y paciencia parte fundamental para la formulación de este gran documento. A la Universidad Jorge Tadeo Lozano y Universidad del Magdalena por transmitirnos los conocimientos necesarios para culminar esta gran fase de mi vida.

Mil gracias a Parques Nacionales Naturales en especial a los funcionarios y contratistas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, específicamente al Capitán Carlos Andrés Martínez por el apoyo para la realización de este estudio. A Diego Luis Duque, porque sin su apoyo incondicional en el acompañamiento a los buceos mis muestreos no hubieran sido posibles.

Muchas gracias a mis padres por todos los sacrificios que han hecho en la vida para luchar por mis ideales, siempre con mucho amor y entendimiento. Gracias a mi hijo por comprender y acompañarme en varias salidas a las islas y a quien varias veces tuve que abandonar un poco para poder sacar adelante este hermoso proyecto, el cual me dejo varios hijos en el arrecife.

A las olas del Caribe colombiano que fueron un gran impulso para seguir adelante, cuando me sentía bloqueada me iba a surfear y todo fluía de nuevo.

## RESUMEN

En el Caribe colombiano los corales y arrecifes coralinos presentan un alto grado de deterioro lo cual trae como consecuencia la pérdida de servicios ecosistémicos. Las medidas implementadas para contrarrestar dicha degradación, como estrategias de conservación pasivas tales como la creación de Áreas Marinas Protegidas (AMP), no han sido suficientes para mitigar el deterioro. Por esta razón, recientemente se apunta a la implementación de métodos que tengan como fin la restauración coralina, la cría de fragmentos de coral o establecimiento de guarderías de coral es una estrategia que incrementa las posibilidades de conservación y recuperación de estos ecosistemas; ha sido utilizada exitosamente en varios arrecifes del mundo. En el Caribe y en Colombia son pocos los estudios en esta temática, desafortunadamente la información sobre el uso y éxito de guarderías a media agua y su trasplante al medio natural en zonas degradadas en el Caribe es escasa, por lo tanto se recomienda estandarizar métodos y ajustarlos a las particularidades de cada área. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia del cultivo de fragmentos de *Acropora palmata* en guarderías del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), y su posterior trasplante al medio natural. Para esto se instaló en el Oceanario Islas del Rosario PNNCRSB, a 4 m de profundidad, una guardería con 26 estructuras en forma de árbol (*coral tree*), donde se criaron aproximadamente 2600 fragmentos del coral *A. palmata* durante un año y 50 fragmentos al azar (5 grupos de 10 fragmentos provenientes de diferentes “colonias madre”) se trasplantaron al medio natural con abrazaderas plásticas y masilla epóxica marina a zonas degradadas de la misma especie. Se evaluó la supervivencia, el estado de salud, el crecimiento en términos de crecimiento lineal y volumen ecológico por un periodo de un año en la guardería y 10 meses posterior a su trasplante a los sitios degradados durante las dos épocas climáticas seca y lluviosa. Se obtuvieron altas tasas de supervivencia y crecimiento mensuales para *A. palmata* tanto en guardería como en trasplante, mayores que las tasas reportadas en otros estudios y el medio

natural. Los resultados de este estudio sugieren que tanto la metodología de guardería y de trasplante como la especie utilizada, son adecuadas para el desarrollo de proyectos que propendan a la restauración de los arrecifes coralinos no sólo en el PNNCRSB sino a largo plazo en las áreas protegidas marino costeras del Caribe colombiano.

**PALABRAS CLAVE:** *Acropora palmata*, restauración coralina, guardería, trasplante, Caribe

## TABLA DE CONTENIDO

<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>14</b>
<b>2. JUSTIFICACIÓN</b>	<b>24</b>
<b>3. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN</b>	<b>26</b>
<b>4. OBJETIVOS</b>	<b>27</b>
4.1    OBJETIVO GENERAL	27
4.2    OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
<b>5. HIPÓTESIS</b>	<b>28</b>
<b>6. ÁREA DE ESTUDIO</b>	<b>29</b>
<b>7. METODOLOGÍA</b>	<b>32</b>
7.1    FASE DE CAMPO	32
<i>Localización de colonias madre, y extracción de fragmentos</i>	32
<i>Construcción e instalación</i>	33
<i>Mantenimiento</i>	34
<i>Seguimiento</i>	34
<i>Trasplante</i>	35
<i>Variables oceanográficas</i>	32
7.2    FASE DE GABINETE	38
<b>8. RESULTADOS</b>	<b>40</b>
8.1    VARIABLES OCEANOGRÁFICAS	41
<i>Oxígeno disuelto</i>	41
<i>Temperatura</i>	41
<i>Intensidad lumínica</i>	42
8.2    ESTADO DE SALUD	43
8.3    SUPERVIVENCIA	45

8.4	CAUSAS DE MORTALIDAD	47
8.5	CRECIMIENTO	50
8.6	RELACIÓN ENTRE VARIABLES BIÓTICAS Y ABIÓTICAS	64
<b>9.</b>	<b>DISCUSIÓN</b>	<b>65</b>
<b>10.</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	<b>78</b>
<b>11.</b>	<b>RECOMENDACIONES</b>	<b>80</b>
<b>12.</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>83</b>
<b>13.</b>	<b>ANEXOS</b>	<b>94</b>



## Lista de Tablas

Tabla 1.	Código de cada una de la colonias seleccionadas para monitoreo de crecimiento con su posición geográfica correspondiente. ....	35
Tabla 2.	Incremento promedio (X) del volumen ecológico (VE), área y crecimiento lineal para cada morfotipo (A, B, C, L y N) en la fase de guardería. Desviación estándar (DE), número de fragmentos (n) y error estándar (EE). ....	51
Tabla 3.	Incremento promedio (X), tasa mensual de volumen ecológico (TVE), área (TA), crecimiento lineal (TCL) para cada morfotipo (A, B, C, L y N) en la fase de guardería. Desviación estándar (DE), número de muestra (n) y error estándar (EE). ....	53
Tabla 4.	Promedio (X), desviación estándar (DE), número de muestra (n) y error estándar (EE) del volumen ecológico, área y crecimiento lineal para cada morfotipo (A, B, C, L y N) en la fase de trasplante. ....	57
Tabla 5.	Incremento promedio (X), desviación estándar (DE), numero de muestra (n) y error estándar (EE) de tasa mensual de volumen ecológico (TVE), porcentaje de incremento de volumen ecológico (%VE) y la constante de crecimiento (k) para cada morfotipo (A, B, C, L y N) en la fase de trasplante. ....	58
Tabla 6.	Correlación de Spearman entre las variables bióticas (volumen ecológico, área y crecimiento lineal), en las fases de guardería y trasplante. ....	60
Tabla 7.	Incremento promedio (X) de volumen ecológico (VE), área (área) y crecimiento lineal (lineal) en las fases de guardería y trasplante. Error estándar (EE). 61	
Tabla 8.	Promedio (X), error estándar (EE), tasa mensual de volumen ecológico (TVE), tasa mensual de área (TA) y tasa mensual de crecimiento lineal (TCL) para cada uno de los muestreos en la fase de guardería y trasplante. ....	62
Tabla 9.	Resultados de las pruebas de la mediana de Mood ( $X^2$ ) aplicadas al crecimiento entre guardería y trasplante. Se presentan los resultados de homogeneidad	

de varianzas y normalidad para las variables de volumen ecológico, área y crecimiento lineal.....	63
Tabla 10. Correlación de Spearman entre las variables bióticas (volumen ecológico, área y crecimiento lineal) y las variables abióticas (temperatura e intensidad lumínica), en las fases de guardería y trasplante.....	64

## Lista de Figuras

Figura 1. Mapa e imágenes satelitales de las Islas del Rosario, Isla San Martín de Pajarales e Isla Tambito. Triángulos rojo colonias madres donantes, triángulos verdes sitios guardería y trasplante (LABSIG-INVEMAR, 2016).....	30
Figura 2. Guardería tipo árbol. Izquierda diseño de estructura; derecha estructura con 100 fragmentos de coral, 10 en cada nivel.....	33
Figura 3. Evaluación del sustrato del sitio de trasplante.....	36
Figura 4. Esquema de ubicación de los grupos y fragmentos del trasplante de <i>A. palmata</i> .....	37
Figura 5. Climograma utilizando precipitación y temperatura mensual promedio ( $\pm$ error estándar) entre marzo de 2014 y marzo de 2016 de las estaciones de Cartagena e Isla Naval (CIOH, 2016). .....	40
Figura 6. Oxígeno disuelto promedio ( $\pm$ error estándar) del agua en la guardería durante ocho meses (N=4.454) .....	41
Figura 7. Temperatura e intensidad de luz promedio ( $\pm$ error estándar) en guardería y trasplante entre marzo 2014 y febrero 2016. ....	42
Figura 8. Prevalencia (%) del estado de salud de las colonias evaluadas en las fases de guardería y trasplante.....	44
Figura 9. Tejido coralino afectado (%) durante la fase de guardería y trasplante.....	45
Figura 10. Supervivencia (%) de los fragmentos (n=50 cada muestreo; N=750) en las fases de guardería y trasplante al medio natural. ....	46
Figura 11. Supervivencia (%) de los fragmentos de <i>A. palmata</i> en guardería (superior) y su trasplante (inferior) al medio natural para cada morfotipo (A, B, C, L y N; n=10). 47	
Figura 12. Mortalidad por cubrimiento de macroalgas en la fase de guardería (fragmento C-7). (A) 0 días de cultivo (abril 2014), (B) 129 días (agosto 2014), (C) 240 días (noviembre 2014) y (D) a 311 días de cultivo (febrero 2015). ....	48

Figura 13.	Fuentes de mortalidad parcial o total observadas durante la fase de guardería. (A) Competencia por sustrato con macroalgas, (B) presencia de tapetes algales, (C) <i>Millepora complanata</i> y (D) bivalvos. ....	48
Figura 14.	Fuentes de mortalidad parcial o total observadas durante la fase de trasplante. (A) Poliqueto coralívoro <i>Hermodice carunculata</i> , (B) gasterópodo coralívoro <i>Coralliophila caribaea</i> , (C) contacto por macroalgas del género <i>Dictyota</i> y poliqueto coralívoro <i>Hermodice carunculata</i> y (D) presencia del pez territorialista <i>Stegastes</i> sp. ....	49
Figura 15.	Promedio mensual ( $\pm$ error estándar) del crecimiento en términos de área (superior izquierdo), volumen ecológico (superior derecho) y crecimiento lineal (inferior) en la fase de guardería y trasplante. ....	50
Figura 16.	Patrón de crecimiento típico de los fragmentos de <i>A. palmata</i> en la guardería de abril 2014 a febrero 2015 (fragmento N-3). (A) 0 días de cultivo (abril 2014), (B) 129 días (agosto 2014), (C) 240 días (noviembre 2014) y (D) 311 días (febrero 2015) de cultivo. ....	52
Figura 17.	Patrón de crecimiento y fusión de los fragmentos de <i>A. palmata</i> en la guardería de abril 2014 a febrero 2015 (fragmento N-8). (A) 0 días de cultivo (abril 2014), (B) 129 días (agosto 2014), (C) 240 días (noviembre 2014) y (D) 311 días (febrero 2015) de cultivo. ....	52
Figura 18.	Cobertura (%) de los principales componentes del sustrato en el sitio de trasplante. ....	54
Figura 19.	Proceso de crecimiento de los fragmentos de <i>A. palmata</i> durante el trasplante de mayo 2015 a febrero 2016 (fragmento N-1). (A) primer día de trasplante 0 días (mayo 2015), (B) 27 días (junio 2015), (C) 48 días (julio 2015), (D) 77 días (agosto 2015), (E) 168 días (noviembre 2015), (F) 210 días (diciembre 2015), (G) 279 días (enero 2016) y (H) 308 días (febrero 2016) de trasplante. ....	55
Figura 20.	Proceso de fijación de los fragmentos de <i>A. palmata</i> durante el trasplante de mayo 2015 a febrero 2016 (fragmento N-5). (A) Fragmento recién descolgado de la	

guardería listo para trasplantar; (B) primer día de trasplante 0 días (2 de mayo 2015), (C) 16 días (18 de mayo 2015), (D) 27 días (junio 2015), (E) 48 días (julio 2015), (F) 130 días (septiembre 2015), (G) 168 días (noviembre 2015), (H) 210 días (diciembre 2015) y (I) 279 días (enero 2016) de trasplante..... 56

Figura 21. Promedio mensual ( $\pm$  error estándar) de volumen ecológico y constante de crecimiento de *A. palmata* durante el periodo de estudio (fase guardería y trasplante).

59

Figura 22. Promedio mensual ( $\pm$  EE) del volumen ecológico, área y crecimiento lineal durante la fase de guardería y trasplante..... 60

## 1. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coral son ecosistemas que albergan una gran diversidad biológica proporcionando diferentes servicios ecosistémicos tales como protección a la erosión de la costa y el suministro de alimento (Acosta et al., 2011; Alvarado et al., 2010; Gómez-Cubillos et al., 2015; Lirman y Schopmeyer, 2016). Los corales escleractinios (Anthozoa, Cnidaria), son los principales constructores de los más diversos ecosistemas marinos del mundo como lo son los arrecifes coralinos. Actualmente los arrecifes de coral están amenazados por las actividades humanas, las perturbaciones antropogénicas como la sedimentación, aguas residuales, eutrofización, turismo sin control, sobrepesca y recolección de especímenes de coral para comercio de especies ornamentales (Alvarado et al., 2010; Petersen et al., 2006; 2008). A su vez éstos han sido altamente impactados por factores naturales como el calentamiento global, blanqueamiento, enfermedades e invasión de especies. Dicho deterioro se evidencia en la pérdida de especies coralinas clave, disminución en la cobertura del tejido vivo de las colonias, baja recuperación de las áreas afectadas, aumento en la cobertura algal y reducción de las poblaciones de peces (Garzón-Ferreira et al., 2004).

Actualmente se sabe que los arrecifes naturales no pueden reconstruirse a sí mismos lo suficientemente como para satisfacer las demandas de la humanidad, por lo cual existe una gran preocupación para identificar las acciones para proteger y restaurar las comunidades de coral. Una de las opciones de gestión es establecer metodologías eficaces para la propagación de corales a través de actividades humanas, el trasplante de coral es una opción de manejo de los arrecifes para la rehabilitación de las zonas degradadas y ha sido discutido por varios autores (Clark y Edwards, 1995; Maragos, 1974). Con el trasplante de nuevas colonias de especies de rápido crecimiento, es muy probable que el desarrollo y maduración de estas colonias pueda aumentar la producción de larvas, reclutamiento local

o aumento de número de colonias debido al establecimiento de fragmentos trasplantados. Existe un uso generalizado de especies ramificadas en los proyectos de restauración debido a sus altas tasas de supervivencia, tasas de rápido crecimiento, atractivo estético y aumento en la estratificación vertical (Bellwood et al., 2004; Bowden-kerby y Carne, 2012; Clark y Edwards, 1995; Edwards y Gomez, 2007; Maragos, 1974)

En el Caribe de Colombia existen aproximadamente 2.845 km<sup>2</sup> áreas coralinas en zonas continentales y oceánicas. Estos ecosistemas de gran belleza escénica se caracterizan por ser muy diversos y productivos, prestándole a la sociedad un sinnúmero de servicios de importancia ambiental, económica y social (Cendales et al., 2002; Díaz et al., 2000). Su gran heterogeneidad espacial y su relación con los demás organismos ha sido un tópico importante de investigación en la ecología de estos ecosistemas. Los factores naturales y antropogénicos que afectan los arrecifes han comprometido la estabilidad y la capacidad de los corales de responder a cualquier tipo de disturbio. En el Caribe las formaciones coralinas se encuentran en riesgo, evidenciándose la reducción del 50% de la cobertura de coral vivo y como resultado un cambio de fase en las especies formadoras del arrecife (p. ej. *Acropora palmata*, *A. cerviconis*, *Montastraea* spp.) macroalgas y/o corales no formadores de arrecifes (Miller y Williams, 2008; Williams y Miller, 2010; Johnson et al., 2011; Williams et al., 2014).

Las especies de corales acropóridos han sido de las especies más importantes para el crecimiento arrecifal, generando hábitat para una multitud de peces e invertebrados. En recientes décadas, las especies del género *Acropora* han sido de las más afectadas, conformando la lista de especies seriamente amenazadas de la IUCN, con tasas de mortalidad hasta del 95 % ( Alvarado et al., 2010; Acosta et al., 2011; Gutiérrez-Moreno, et al., 2011; Zarza, et al., 2014). En Colombia las especies de *Acropora* se consideran amenazadas y recientemente el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) catalogó *A. cervicornis* como una especie en peligro crítico (CR), *A. palmata*

como una especie en peligro (EN) y *A. prolifera* como una especie vulnerable (Reyes et al., 2010)

El gran comercio de mariscos, el alto valor de las especies asociadas a los arrecifes de coral, y el aumento de la demanda de especies para acuarios marinos, ha llevado a muchos países a investigar las posibilidades de la acuicultura costera. Sin embargo, una de las limitaciones que se presentan son problemas de transporte, la fragilidad de los ecosistemas, la falta de lugares adecuados, las economías limitadas y los efectos de las actividades marinas. Para superar estos problemas, la acuicultura costera tiene que centrarse en las especies de alto valor (Pomeroy et al., 2006; Petersen et al., 2008; Leal et al., 2016).

La genética y otras tecnologías han permitido usar la acuicultura para repoblar y mejorar las poblaciones de especies de alto valor, sedentarias y de bajos niveles en la red alimentaria como esponjas y corales. Existen programas en pequeños estados insulares en el Caribe en desarrollo para evaluar las posibilidades de liberación de las almejas gigantes (*Tridacna gigas*), caracol verde (*Helix aspersa*) y pepinos de mar (*Holothuroidea*) para reponer y mejorar las poblaciones silvestres. Zoológicos y acuarios públicos desempeñan un papel creciente en la conservación de especies y ecosistemas en peligro. Algunos acuarios tienen éxito en la propagación de la cría asexual de corales y de esta forma se abastecen tanques de exposición (Petersen et al., 2006, 2008).

El creciente deterioro de los arrecifes de coral alrededor del mundo ha impulsado a muchos investigadores y conservacionistas a una nueva disciplina llamada la restauración ecológica, la cual se define como el regreso de un ecosistema a un estado similar previo a la degradación o disturbio (Precht, 2006). La ecología de la restauración va ligada a la sustentabilidad donde debe haber un lugar apto para la supervivencia de las generaciones futuras. Cuando un ecosistema está restaurado se encuentra con suficientes recursos bióticos y abióticos, y para seguir funcionando deber ser auto sostenible económica y



socialmente. Precht (2006) explicó la primera técnica de reparación con fines de restauración denominada *triage* donde como primera medida se debe remover el agente perturbador y luego restaurar con la integridad estructural utilizando materiales naturales que impidan la degradación de los corales ya afectados y rescatar las especies claves sin efectos secundarios en las poblaciones. Es por esto que los trasplantes de corales son una herramienta clave que pretende mejorar las tasas de crecimiento de las colonias, reduce la mortalidad, aumenta el reclutamiento, la supervivencia y por ende la biodiversidad. La técnica incluye cultivo de corales tanto *in situ* como *ex situ*, permitiendo el crecimiento de fragmentos para ser trasplantados posteriormente en áreas arrecifales degradadas que requieren restaurar.

La maricultura de corales a partir de la reproducción asexual por fragmentación ha sido una estrategia efectiva para la reproducción de corales con propósitos ornamentales y de conservación. Se han desarrollado métodos que han demostrado tener éxito a pequeña escala, pero realmente no se ha logrado producir cantidades masivas de corales de segunda y tercera generación adecuada para proyectos de restauración y repoblamiento. Los viveros *in situ*, usando los métodos tradicionales se han enfrentado a enormes desafíos de mantenimiento, y son vulnerables a huracanes, escorrentía, y actividades como la pesca (Nedimyer et al., 2011).

Uno de los métodos más comunes para el cultivo de corales pétreos *in situ* consiste en fragmentar un pequeño trozo de coral (5-10 cm de longitud) y adjuntar el coral en un disco redondo o "tapón" con adhesivo bajo el agua o el alambre (Lirman y Schopmeyer, 2016; Nedimyer et al., 2011; Schopmeyer et al., 2006; Williams y Miller, 2010). El "disco" o "rack" de montaje, por lo general se haya levantado del suelo oceánico utilizando algún tipo de material disponible, como las barras de refuerzo de acero o bloques de cemento. Este método es algo laborioso de instalar y mantener, y es vulnerable a las alteraciones climáticas y la depredación.

Otro diseño de la guardería de coral para fines de restauración consiste en suspender los corales sobre el fondo del mar, ya sea girando el fragmento de coral en las cuerdas, o colgando el coral de los cables, una línea o cuerda atada a líneas horizontales apiladas (Bowden-Kerby y Carne, 2012; Nedimyer et al., 2011; Ortiz-Prosper et al., 2001). Estos métodos permiten que los corales cuelguen en el agua, permitiendo que puedan crecer en todas las direcciones. Los requisitos de mantenimiento para este método se reducen considerablemente, y las tasas de crecimiento y supervivencia parecen ser significativamente más altas que el método vivero disco. Sin embargo, estos dos diseños (trenzados en cuerdas y se cuelgan de las líneas) representan un riesgo de enredo de la vida marina (principalmente tortugas marinas), y son propensos a la flacidez y enredos ya que cada vez los corales se vuelven más grandes y más pesados (Nedimyer et al., 2011).

En el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) se han reportado mortalidades del 90% de estos arrecifes coralinos, principalmente a profundidades de menos de 15 m (Gil-Agudelo et al., 2009; Reyes et al, 2010). La extensa degradación fue causada en un principio por la enfermedad de banda blanca en los años ochenta, combinada con una serie de factores estresantes como las altas descargas de aguas continentales que producen sedimentación y eutrofización (Canal del Dique), cambios de temperatura y salinidad, alta actividad náutica, extracción de corales y pesca con dinamita (García et al, 1995, 1996).

Las pocas poblaciones de *Acropora* que aún persisten en el Caribe son muy fragmentarias y suelen ser monoclonales, lo que significa que son clones de los mismos padres genéticos, y por lo tanto son más susceptibles a enfermedades u otros tipos de estrés (Bruckner y Bruckner, 2001). La reproducción sexual, que se lleva a cabo por medio de eventos anuales de liberación masiva de huevos y espermatozoides puede aumentar la variabilidad genética y resiliencia de dichas colonias, al incitar la recombinación del material genético que

genera nuevas combinaciones alélicas. Esta requiere sin embargo de corales parentales con genotipos distintos en estrecha proximidad para una fertilización adecuada, razón por la cual la reproducción sexual entre las pequeñas y aisladas agrupaciones de coral que persisten en el Parque no tiene mucho éxito (Chamberland et al., 2015; O'Donnell et al., 2017)

La reproducción asexual por fragmentación es por lo tanto la principal estrategia reproductiva de estos corales, que además son de muy rápido crecimiento. Estudios previos se han encargado de propagar fragmentos de *A. palmata* y *A. cervicornis* en guarderías subacuáticas, para luego trasplantar sucesivas generaciones al medio natural de donde se extrajeron los fragmentos donantes (Herlan y Lirman, 2008). Las colonias de corales están formadas por módulos llamados *ramets*, que son capaces de sobrevivir solitario o en pequeños grupos. La suma de todos estos *ramets* a partir de un mismo cigoto constituye un gen de coral, donde el genotipo de un coral puede existir como unidades independientes y experimentar ciertas condiciones ambientales. La dinámica poblacional de los corales formadores de arrecifes se determina por la formación y muerte de *ramets* como el reclutamiento de nuevos individuos a través de plánulas por reproducción sexual la cual es muy limitada. Los reclutas sexuales de *A. palmata* se encuentran ausentes o presentes en cantidades muy bajas en el medio natural (Lirman, 2000)

Una de las ventajas de la reproducción asexual se ha descrito para los organismos clonales, donde la organización de coral en módulos permite incrementar la biomasa por genotipo con el fin de aumentar los límites de las colonias individuales por la formación de fragmentos. Las tasas de crecimiento disminuyen con el aumento del tamaño de las colonias, y es aquí donde la fragmentación podría ayudar a mantener las altas tasas de crecimiento. El tamaño de los fragmentos en comparación con la plánulas pueden resultar con una mayor sobrevivencia posterior al reclutamiento y la colonización de zonas no aptas para el desarrollo de larvas (Acosta et al., 2011; Bellwood et al., 2004).

Los diferentes entes gubernamentales y no gubernamentales adelantan proyectos que apuntan al manejo y conservación de los arrecifes coralinos (Rinkevich, 2005). Estos se basan principalmente en la aplicación de herramientas que propendan a promover y/o incrementar la resiliencia de dichos ecosistemas (Edwards, 2010), así como en el diseño e implementación de áreas marinas protegidas (AMP).

Las medidas implementadas para contrarrestar la degradación de los arrecifes coralinos en Colombia han sido insuficientes por lo cual es necesario desarrollar estrategias de recuperación activa que incrementen las posibilidades de conservación y recuperación de estos ecosistemas. En Colombia son muy pocos los estudios en esta temática razón por la cual se recomienda estandarizar métodos y ajustarlos a las particularidades de cada área. Debido a la rápida degradación de los arrecifes coralinos especialmente acropóridos se ha dado un gran paso a la implementación de técnicas de restauración que permitan la recuperación de los ecosistemas marinos degradados. En el Caribe colombiano son escasos los estudios y/o proyectos relacionados con los fines de la restauración coralina, la mayoría de estos se centraron inicialmente en el traslado de colonias y/o fragmentos *in situ* (García et al., 1995;Sanjuan-Muñoz, 1995).

Murillo (2012) evaluó la eficiencia de un modelo de guardería vertical de cuerda en el crecimiento de *A. palmata* y *A. cervicornis* en Playa del Muerto (Parque Nacional Natural Tayrona). Las guarderías fueron instaladas una para cada especie y los fragmentos se colgaron a cinco profundidades diferentes. Los resultados encontrados indican que luego de seis meses la especie *A. palmata* presentó un mayor incremento de volumen ecológico, crecimiento lineal y supervivencia a mayor profundidad, lo contrario a lo que se registró para *A. cervicornis*.

Carrillo (2012) realizó un estudio para implementar el uso de guardería a media agua para la cría *in situ* de *A. palmata*, *Montastraea cavernosa* y *Porites porites* en la Bahía de Gayraca (PNNT) como una posible estrategia para la restauración coralina. Se instaló una guardería de 14 m<sup>2</sup> a una profundidad de 5,6 m donde se criaron 2.000 fragmentos y se obtuvieron altas tasas mensual de sobrevivencia y crecimiento para las especies, mayores que las tasas del medio natural. Los resultados siguieron que tanto la metodología como las especies utilizadas son adecuadas para el desarrollo de proyectos de restauración de arrecifes coralinos. Seguidamente García (2013) realizó un estudio para evaluar el éxito de la cría masiva de fragmentos de *A. palmata* y *M. carvernosa* en la misma guardería en la Bahía de Gayraca del estudio de Carrillo (2012). Se evaluó la sobrevivencia, estado de salud y crecimiento de 40 fragmentos de cada especie escogidos al azar por un periodo de cuatro meses. Las dos especies crecieron más rápido que lo reportado en la literatura posiblemente debido al buen mantenimiento con el fin de evitar la proliferación algal y disminuir la competencia con algas.

La reproducción sexual y asexual son claves para el mantenimiento de las poblaciones de corales escleractínios. Estudios recientes muestran alto potencial de las técnicas de reproducción sexual para contribuir a la restauración de los arrecifes de coral a escala regional. Además, estas técnicas se han aplicado para producir colonias para la visualización en acuarios públicos. La utilización de los reclutas sexuales de corales a gran escala ofrece nuevas posibilidades de conservación de los arrecifes de coral para gestionar las poblaciones *ex situ* sosteniblemente (Petersen et al., 2006). Alviar (2012) analizó el éxito reproductivo de dos de las especies más importantes del Caribe (*Orbicella anularis* y *O. faveolata*) mediante la medición de la fecundidad, fertilidad, sobrevivencia de embriones y larvas, y el reclutamiento *in situ* e *in vitro*. La fecundidad *in situ* encontrada fue muy baja aproximadamente del 40%. Se produjeron 39.850 embriones de *O. anularis* y 20.940 para *O. faveolata*, de los cuales solo sobrevivieron 14 y 3 reclutas respectivamente. En el reclutamiento *in situ* se encontraron tres reclutas. Los resultados

obtenidos sugieren que las especies estudiadas han disminuido la capacidad de reproducirse debido a factores ambientales que afectan la dinámica poblacional.

La reproducción asexual por fragmentación es por lo tanto la principal estrategia reproductiva de estos corales, que además son de muy rápido crecimiento. Estas características se pueden explotar en proyectos de conservación para aumentar la abundancia de corales de diversos genotipos, y de tal manera incrementar la viabilidad de la reproducción sexual (Bongiorni et al., 2003; Hemond et al., 2014).

Parques Nacionales Naturales de Colombia a través de la Dirección Territorial Caribe está coordinando un proceso de restauración de corales mediante la instalación de viveros experimentales de corales en el Parque Nacional Natural Tayrona, Parque Nacional Natural Mac Bean Lagoon y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB).

En el PNNCRSB, el Centro de Investigación, Educación y Recreación (CEINER) en convenio con Parques Nacionales Naturales de Colombia, el apoyo de la ONG Colombiana “Fundación Corales Vivos” y la asesoría técnica de la ONG de Estados Unidos “Coral Restoration Foundation” (CRF), instaló y monitoreo viveros subacuáticos cerca de la Isla San Martín de Pajarales, utilizando la metodología de restauración de corales desarrollada por CRF ([www.coralrestoration.org](http://www.coralrestoration.org)) a través su director Ken Nedimyer, dada su extensa experiencia en el campo y los buenos resultados obtenidos en proyectos similares de conservación en Estados Unidos y otros países. Los fragmentos de corales en los viveros instalados en la Florida por CRF han reflejado altas tasas de crecimiento y baja mortalidad y han servido para repoblar extensas áreas de arrecifes coralinos, además sus métodos tienen un impacto ecológico reducido sobre las colonias silvestres donantes (Nedimyer et al., 2011; et al., 2006).

El propósito del presente estudio es evaluar la eficiencia del cultivo de fragmentos de *A. palmata* en guarderías del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, y su posterior trasplante al medio natural. Se evaluó la supervivencia y se realizaron mediciones de crecimiento de los fragmentos en guarderías y trasplantados, con el fin de seguir implementando técnicas activas de repoblamiento de los ecosistemas arrecifales costeros. El presente estudio estuvo enmarcado dentro del Programa de Restauración de Corales que se lleva a cabo dentro del Convenio entre PNNNCRSB y el CEINER.

## 2. JUSTIFICACIÓN

En los últimos años, se ha reportado una gran disminución de la cobertura coralina en el Caribe y en el mundo. En el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) se ha evidenciado, una alta mortalidad de colonias adultas de especies constructoras de arrecifes, *Acropora palmata* y *A. cervicornis* debido enfermedades y blanqueamiento por efectos de cambio climático.

El incremento en el deterioro de los arrecifes ha generado que se planteen técnicas de restauración eficientes que pueden ser útiles para la conservación y uso sostenible de las especies constructoras de arrecifes coralinos. La jardinería *in situ* o *ex situ* consiste en la maricultura de reclutas de coral seguido de un trasplante en sitios de arrecifes degradados, la cual puede ser utilizada como una herramienta clave para la recuperación de las áreas arrecifales.

Debido a la necesidad de desarrollar nuevas estrategias que incremente la posibilidad de mejorar el estado actual de los arrecifes coralinos surge la restauración ecológica (Edwards, 2010; Johnson et al., 2011; Lirman y Schopmeyer, 2016; Rinkevich, 2000; Schopmeyer et al., 2006). Según Edwards (2010), el fin de la restauración ecológica es asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido.

La jardinería de coral se basa en el cultivo o cría masiva de fragmentos de coral en guarderías *in situ* siendo uno de los métodos que cumple un mayor aporte a la restauración ecológica coralina ya que su objetivo es incrementar la supervivencia y el crecimiento de los fragmentos cultivados para su posterior trasplante a un área arrecifal degradada e iniciar los proceso de recuperación de dicho ecosistema. En *Acropora palmata*, una especie con



reclutamiento sexual limitado, la reproducción asexual por fisión o fragmentación del tejido puede tener una influencia significativa en la supervivencia y propagación.

En Colombia son pocos los proyectos adelantados con fines de restauración coralina, iniciándose los primeros trabajos a mediados de la década del 90 (García et al., 1995; Sanjuan-Muñoz, 1995) y reiniciándose su interés en los últimos años (Carrillo, 2012; Garcia, 2013; Murillo, 2012) por el claro aumento en el deterioro arrecifal. Los resultados obtenidos hasta la actualidad sugieren que las guarderías de coral a media agua son un método apropiado para iniciar los programas de restauración de los arrecifes de coral en el Caribe (Alvarado et al., 2010; Carrillo, 2012; Garcia, 2013; García et al., 1995; Murillo, 2012; Oviedo, 2011).

### 3. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

Los arrecifes de coral del Caribe se encuentra en una evidente disminución de las poblaciones de corales ya sea por causas ambientales y antropogénicas. Las especies de acropóridos han sido de las más importantes para el crecimiento arrecifal, generando hábitat para una multitud de peces e invertebrados. En recientes décadas, las especies del género *Acropora* han sido de las más afectadas, conformando la lista de especies seriamente amenazadas de la IUCN, con tasas de mortalidad hasta del 95% (Herlan y Lirman, 2008; Lirman y Schopmeyer, 2016). En Colombia las especies de *Acropora* se consideran amenazadas (MADS, 2018) y recientemente el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) catalogó *A. cervicornis* como una especie en peligro crítico (CR), *A. palmata* como una especie en peligro (EN) y *A. prolifera* como una especie vulnerable (MAVDT, 2014). *A. palmata* tiene gran importancia ecológica debido a que esta especie provee numerosos nichos a una inmensa cantidad de peces e invertebrados, aportando a la diversidad de especies que habitan en estos ecosistemas. Debido a la degradación de los arrecifes en el PNNCRSB a pesar de que están en una área protegida (restauración pasiva), se han evidenciado la imperiosa necesidad de implementar actividades de restauración activa para la recuperación de estos ecosistemas, implementado técnicas de cultivo de corales en guarderías a media y su posterior trasplante al medio natural. Por lo cual es necesario evaluar la técnica de cultivo y trasplantes para futuros repoblamientos responsables dentro del PNNCRSB.

## **4. OBJETIVOS**

### **4.1 Objetivo General**

Evaluar la eficiencia del cultivo de fragmentos de *Acropora palmata* en guarderías del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, y su posterior trasplante al medio natural.

### **4.2 Objetivos Específicos**

- ✓ Evaluar la supervivencia, crecimiento, y estado de salud de ejemplares de la especie de coral *A. palmata* en guarderías a media agua en el PNNCRSB.
- ✓ Evaluar supervivencia, crecimiento y estado de salud de los fragmentos de *A. palmata* trasplantados al medio natural.

## **5. HIPÓTESIS**

El crecimiento y supervivencia de los fragmentos de *Acropora palmata* cultivados en las guarderías y trasplantados será mayor que el reportado en el medio natural.

La supervivencia y estado de salud de los fragmentos trasplantados será superior al 60 % evidenciado eficacia para el repoblamiento de corales en el PNNCRS.

## 6. ÁREA DE ESTUDIO

Este trabajo se desarrolló en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), el cual se estableció mediante la resolución 1425 de diciembre de 1996 emitida por el Ministerio de Medio Ambiente. Es un complejo de 32 islas e islotes, con formaciones coralinas vivas adyacentes y bancos coralinos o altos relieves “bajos”, que se extienden sobre la plataforma continental a una distancia considerable de la costa. Las islas se localizan a 52 km al suroccidente de la bahía de Cartagena entre las coordenadas 10° 02' – 10° 14' N y 75° 37' – 75° 57' W (Cendales et al., 2002; Díaz et al., 2000; Rodríguez, 2007). El PNNCRSB posee un área de 1.200 km<sup>2</sup> y es manejado bajo las normas del Sistema de Parques Nacionales Naturales (Díaz et al., 2000; López-Victoria y Díaz, 2000; Pineda et al., 2006) (Figura 1).

El clima es característico del Caribe colombiano, influenciado por el régimen estacional de los vientos alisios que determinan el patrón de oleaje y la intensidad de la contracorriente de Panamá, generando estaciones climáticas marcadas. Se presenta un periodo seco de diciembre a abril con vientos predominantes y fuertes oleajes y otro lluvioso de mayo a noviembre con aguas calmas. Durante la época seca se da una alta influencia de los vientos alisios provenientes del noreste con centros de alta presión, causando que las corrientes marinas se desplacen en dirección sur o suroeste. Durante la época lluviosa la influencia de los vientos alisios se ve reducida a causa de frentes nubosos producidos por la presencia de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) la cual se desplaza desde la zona Pacífico del país hacia la zona Caribe durante este periodo, trayendo consigo centros de baja presión los cuales generan precipitaciones y alta nubosidad (Franco-Herrera, 2005). La temperatura superficial del mar muestra una tendencia de aumento en el tiempo en las últimas décadas, oscila entre 27,94 y 29,17 °C con un promedio de  $28,61 \pm 0,32$  °C. La salinidad se

encuentra entre 30 y 35 UPS, con ligeras oscilaciones en la época lluviosa (Delgadillo-Garzon y Zapata-Ramirez, 2009; Gutiérrez-Moreno et al., 2011; Pineda et al., 2006).

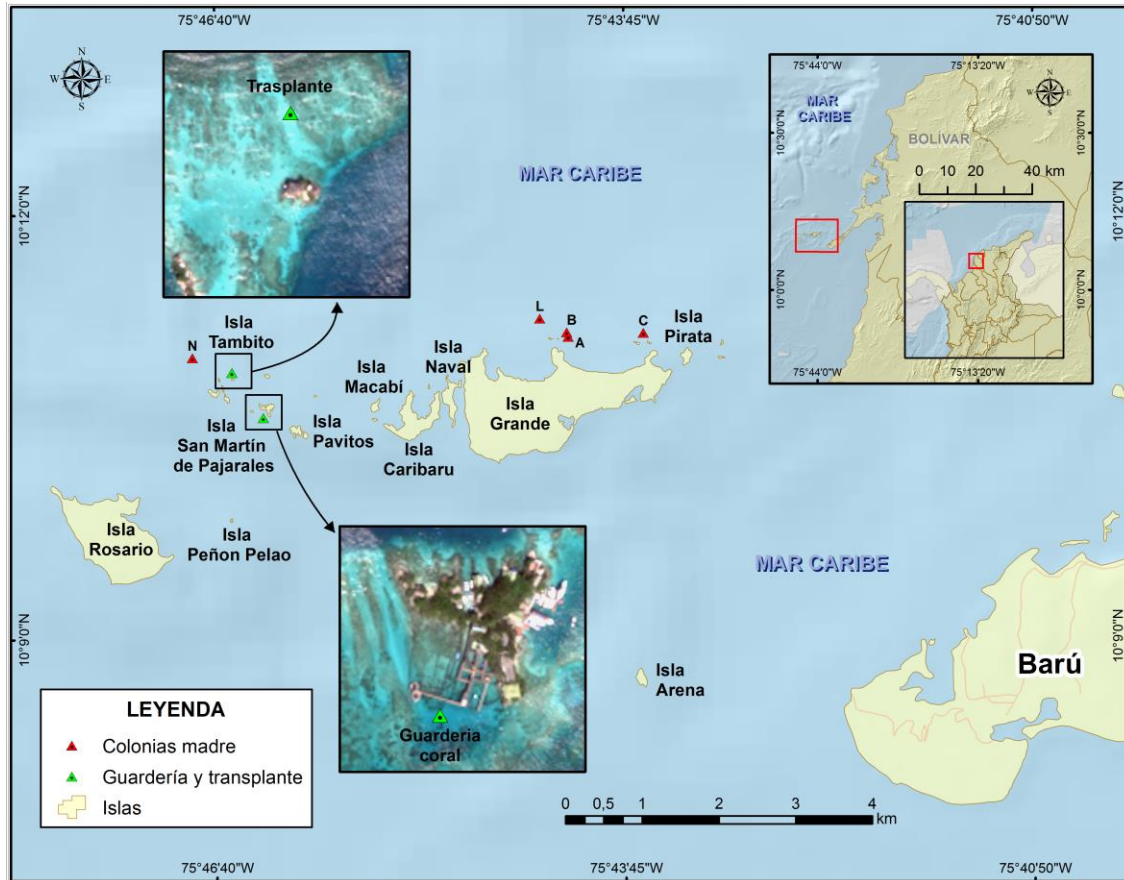


Figura 1. Mapa e imágenes satelitales de las Islas del Rosario, Isla San Martín de Pajarales e Isla Tambito. Triángulos rojo colonias madres donantes, triángulos verdes sitios guardería y trasplante (LABSIG-INVEMAR, 2016).

Originalmente los arrecifes del PNNCRSB estaban dominados por el género *Acropora*, pero su abundancia presentó una reducción muy rápida evidenciando un proceso que dejó las zonas arrecifales con colonias muertas de las especies *A. palmata* y *A. cervicornis*. Progresivamente se presentó una proliferación de algas y esponjas donde la cobertura de coral muerto cubría el 31% del fondo arrecifal y las algas (principalmente de los géneros

*Dictyota* y *Halimeda*) constituían el 30%. Mientras la cobertura de coral vivo era dominada por los corales *Orbicella* (antiguamente *Montastraea*) *annularis*, *Colpophyllia natans*, *Agaricia tenuifolia*, *Porites porites* y *P. astreoides* (García et al., 1995; Navas et al., 1998; Cendales et al., 2002; Pineda et al., 2006; Delgadillo-Garzon y Zapata-Ramirez, 2009; Henao-Castro, 2013).

## 7. METODOLOGÍA

### 7.1 Fase de Campo

#### Variables oceanográficas

Se midió cada 30 min la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), el oxígeno disuelto ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) y la intensidad de luz (lux) con hobos ONSET. Los hobos fueron ubicados en la guardería a una profundidad de 4,0 m y en la zona de trasplante a 8,0 m. Se extrajeron una vez al mes para descarga de datos a través del *software* Hoboware Pro (O'Donnell et al., 2017).

#### Localización de colonias madre, y extracción de fragmentos

En el 2011 los investigadores del Centro de Investigación, Educación y Recreación (CEINER) llevaron a cabo un monitoreo durante dos días con el fin de localizar y seleccionar colonias de *A. palmata* en el PNNCRSB. Se eligieron 13 colonias donantes para el cultivo en las guardería de coral instaladas, dentro de las cuales se seleccionaron 5 colonias madres, marcadas con una letra y un número (A1, A2.....A10; B, C, L y N) para diferenciarlas fácilmente. Los fragmentos se trasladaron a las guarderías en la Isla San Martín de Pajarales en baldes plásticos con agua de mar fresca y recambio al 100% cada 10 min y se cultivaron durante un año. Posteriormente los *ramets* fueron fragmentados con ayuda de unas pinzas y segueta, obteniendo aproximadamente 100 nuevos fragmentos de cada colonia madre, con el fin de aumentar cada vez más el número de fragmentos de cada *ramet* dentro de cada estructura.



## Construcción e instalación

Para este estudio previamente fueron instaladas en el CEINER (10° 10' 44,4" N y 75° 46' 30,9" W) desde el 2011 con la metodología de guardería lineal (colgaderos) y desde enero del 2013 guardería tipo árbol (Coral Tree Nursery ©). La instalación fue realizada bajo la asesoría de Coral Restoration Foundation (CRF) y Fundación Corales Vivos (FCV) con el apoyo de investigadores de diferentes áreas protegidas de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Las guarderías tipo árbol (Coral Tree Nursery ©) se anclaron a una profundidad máxima de 6 m sobre fondos arenosos en la Isla San Martín de Pajarales. Consisten en una estructura con el eje principal de tubo de PVC de ¾" de 160 cm de largo, provisto de 10 niveles con huecos de 0,5" cada uno a 15 cm de distancia, por donde pasan las varillas en fibra de vidrio de 0,5" y de 90 cm de largo, que a su vez, presentan 10 orificios de 3/16" (Figura 2). En cada uno de los huecos de las varillas en fibra de vidrio se colgó un fragmento con ayuda de nylon de diferentes calibres, pines de ajuste y pinzas (Nedimyer et al., 2011).

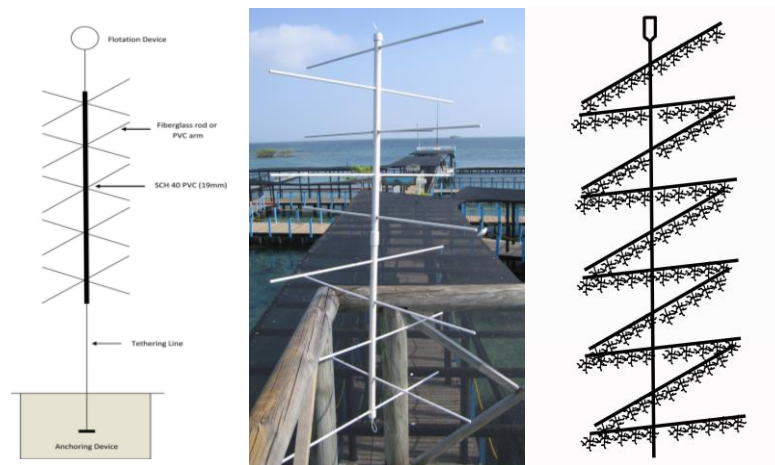


Figura 2. Guardería tipo árbol. Izquierda diseño de estructura; derecha estructura con 100 fragmentos de coral, 10 en cada nivel.

## **Mantenimiento**

La guardería fue muestreada mensualmente usando un equipo autónomo de buceo (SCUBA) durante un lapso de 13 meses (abril 2014 – mayo 2015). Para minimizar las probabilidades de mortalidad de los fragmentos, durante cada muestreo se realizó el mantenimiento de la estructura de la guardería tipo árbol (líneas de nylon, tubos de fibra de vidrio y PVC, boyas y las marcas de cada fragmento), con el fin de evitar la proliferación de algas e invertebrados sésiles como balanos, hidrozoos, briozoos, entre otros. Para la limpieza se contó con un kit compuesto por pinzas, cepillos, espátula, alambres, nylon y guantes. Se realizaron cambios de boyas, nylon y cuerdas cada cuatro meses (Edwards, 2010; Edwards y Gomez, 2007; Shafir et al., 2006).

En el sitio de trasplante el mantenimiento se realizó semanalmente durante el primer mes, quincenalmente durante los tres primeros meses y mensualmente durante un año. Este mantenimiento consistió en una limpieza de organismos competidores en las áreas cercanas al sustrato de fijación y en los mismos fragmentos. Se limpiaron las marcas de cada fragmento y el área de adhesión al sustrato previo y posterior al trasplante.

## **Seguimiento**

Al inicio de la recolección de datos, se encontraban en la guardería 10 estructuras (*coral tree*) provistas de 100 fragmentos de *A. palmata* para un total de 1.000 fragmentos. Se muestreó el 10% de cada código (A, B, C, N y L) georeferenciado, seleccionando los fragmentos cultivados a una profundidad de 4 m, a los cuales se les realizó un seguimiento cada cuatro meses durante un año. Al final del último seguimiento en guardería se encontraron siete fragmentos muertos los cuales fueron reemplazados por nuevos de la misma estructura para realizar el trasplante. Se registró la sobrevivencia, el crecimiento lineal, volumen ecológico y el estado de salud en abril, agosto y diciembre de 2014, y febrero y mayo de 2015 en fase de guardería. A los fragmentos trasplantados se les realizó

un seguimiento semanal desde mayo de 2015 hasta que se fijaron los fragmentos, y mensualmente desde junio de 2015 hasta marzo de 2016.

Se seleccionaron 10 estructuras (dos por cada código), en cada una se seleccionaron cinco fragmentos para realizar el respectivo seguimiento (total de 10 fragmentos por código), se ubicaron en el tercer nivel de la estructura abajo hacia arriba a una profundidad de 4 m. Cada ejemplar se marcó con etiquetas plásticas que tenían la codificación dada por la colonia madre donante (Tabla 1). Los fragmentos de cada estructura provienen de cinco colonias donantes ubicadas en diferentes sitios dentro del PNNCRSB. El seguimiento se realizó al 10% de cada estructura para un total de 50 fragmentos.

Tabla 1. Código de cada una de las colonias seleccionadas para monitoreo de crecimiento con su posición geográfica correspondiente.

Código	Coordenada geográfica	Profundidad guardería (m)	Profundidad trasplante (m)
A	10° 11' 13,2'' N - 75° 44' 15,1'' W	4,0	7,2
B	10° 11' 16,4'' N - 75° 44' 16,2'' W	4,0	7,5
C	10° 11' 15,7'' N - 75° 43' 61,5'' W	4,0	5,0
L	10° 11' 26,1'' N - 75° 44' 35,5'' W	4,0	6,0
N	10° 10' 99,1'' N - 75° 46' 83,3'' W	4,0	6,0

### Trasplante

Para seleccionar el sitio de trasplante se realizó una caracterización de las posibles zonas a restaurar dentro del PNNCRSB. Se tuvo en cuenta la profundidad, el tipo de sustrato, el acceso y la cobertura de *A. palmata* (Figura 3).

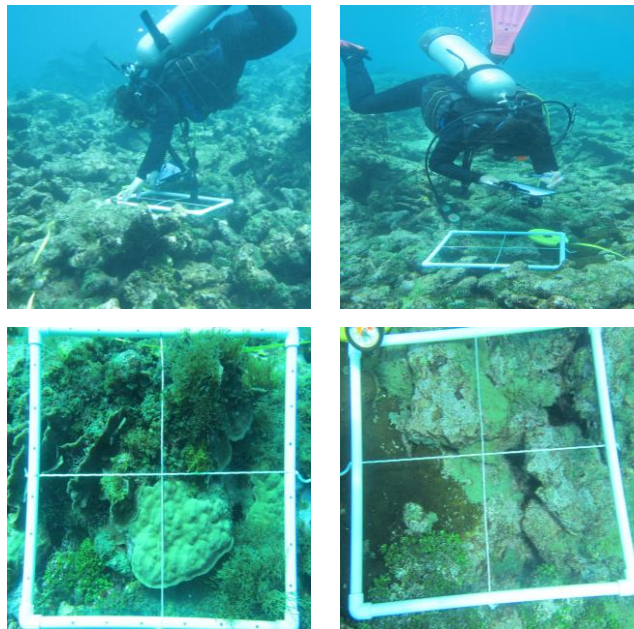


Figura 3. Evaluación del sustrato del sitio de trasplante.

### ***Metodología de trasplante***

El trasplante se realizó sobre colonias muertas en la barrera norte de Isla Tambito ( $10^{\circ} 10' 96,1''$  N y  $75^{\circ} 46' 45,8''$  W) donde anteriormente se encontraban las crestas arrecifales más voluminosas y fuertes de *A. palmata*. Se trasladaron un total de 50 fragmentos de los cinco morfotipos (ya evaluados en la guardería), en baldes plásticos de 10 L con agua de mar y bajo sombra desde la guardería hasta el sitio del trasplante. Se conformaron grupos de cinco fragmentos (cada uno un morfotipo distinto). Cada grupo (A, B, C, L y N) se colocó a una distancia de 5 m (Figura 4), y cada fragmento dentro de los grupos se ubicó al azar aproximadamente a 15 cm de distancia, con el objetivo fusionar fragmentos provenientes de la misma colonia madre.

Una vez ubicado el sitio de trasplante y con el fin de asegurar una buena adherencia al sustrato, se limpió el punto de unión con un cepillo de alambre metálico y cincel,

posteriormente se fijaron los fragmentos con ayuda de la mezcla homogénea de masilla epóxica marina A+B. Una vez la masilla estuvo puesta en el sustrato se colocó a presión el fragmento y se dejó secar (Edwards y Gómez, 2007; Edwards, 2010). Se marcó el punto de cada grupo de trasplantes y cada uno de los ejemplares, clasificados previamente según su procedencia con etiquetas más visibles que las utilizadas en el período de guardería. Debido a fuertes corrientes, durante el periodo de adhesión de los fragmentos al sustrato en algunos casos fue necesario la utilización de amarraderas plásticas para asegurar la fijación. A los trasplantes se les realizó un seguimiento durante 10 meses abarcando las dos épocas climáticas contrastante del año (seca y lluviosa), evaluando la supervivencia, crecimiento y el estado de salud, así como se registró la fauna y flora asociada a estos. Para asegurar una mayor supervivencia se realizó un mantenimiento semanal durante los primeros meses y mensual una vez los fragmentos se fijaron exitosamente al sustrato.

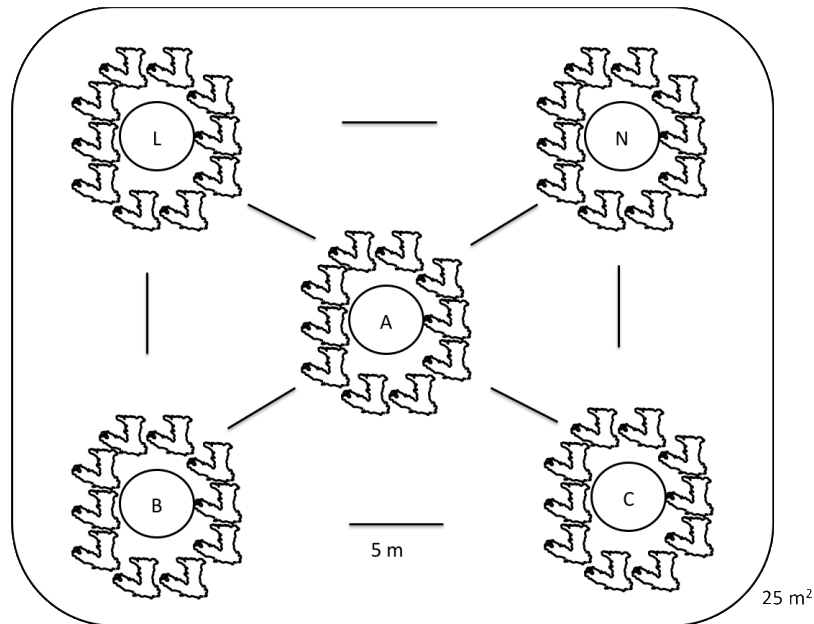


Figura 4. Esquema de ubicación de los grupos y fragmentos del trasplante de *A. palmata*

## 7.2 Fase de Gabinete

Se determinó el crecimiento lineal, una medida tradicional que consiste en determinar el aumento en el eje axial (cm) de cada fragmento por cierto periodo de tiempo. También se utilizó una cuadrícula con subdivisiones de 4 cm<sup>2</sup>, donde se ubicó el fragmento para realizar un registro fotográfico y luego se calculó el área con ayuda del *software* ImageJ (Rinkevich y Loya, 1983; Shafir et al., 2006; Murillo, 2012).

Sin embargo, debido a que el crecimiento lineal y el área se considera que subestiman el crecimiento real de los fragmentos, se halló el volumen ecológico (VE), que representa el volumen de agua ocupado por cada fragmento en cultivo, brinda una información más precisa y está relacionada con la tridimensionalidad de los organismos coralinos (Rinkevich y Loya, 1983). Generalmente se parte de las formas cilíndricas y cúbicas, sin embargo, existen otras que son menos frecuentes en la naturaleza. Teniendo en cuenta que el patrón de crecimiento de *A. palmata* es ramificado (con ramas gruesas) se aplicó la fórmula de volumen de un cubo  $V = l_1 l_2 l_3$  donde (*l*) representa cada lado del fragmento (Rinkevich y Loya, 1983; Bongiorno et al., 2003; Rinkevich, 2000, 2005; Shafir et al., 2006).

Para calcular la tasa de supervivencia expresada en porcentaje (%) se utilizó la fórmula:

$$S(\%) = (\text{fragmentos desprendidos} + \text{fragmentos muertos}) / (\text{total de fragmentos}) * 100$$

Adicionalmente se determinó la tasa exponencial de crecimiento (*k*) diaria para el volumen ecológico según la ecuación:  $E_t = E_0 * e^{kt}$ , donde  $E_t$  es volumen ecológico final y  $E_0$  volumen ecológico inicial, *t* corresponde al tiempo en días y  $k = \ln(E_t/E_0)/t$  (Rinkevich y Loya, 1983; Rinkevich, 2000; Bongiorno et al., 2003; Rinkevich, 2005; Shafir et al., 2006; Edwards et al., 2010).

A los datos de crecimiento (volumen ecológico, área y extensión lineal) y las variables oceanográficas (temperatura, intensidad de luz y oxígeno) se realizó un análisis exploratorio de datos mediante medidas de tendencia central –promedio- y medidas de variabilidad -error estándar, y valores mínimo y máximo- (Zar, 2010).

Se evaluó de normalidad con la prueba de Shapiro-Wilk para determinar si había normalidad de residuos ( $H_0$ : los datos se ajustan a una distribución normal) y la homogeneidad con la prueba de Levene ( $H_0$ : se presenta homogeneidad de varianzas entre las muestras).

Debido a la importancia ecológica de conocer si existía algún tipo de relación entre las variables se llevó a cabo un análisis de correlación de Spearman ( $H_0$ : no hay correlación significativa - $\rho=0$ -), entre el crecimiento (volumen ecológico, área y extensión lineal), y las variables abióticas. Se realizó una regresión lineal entre las variables abióticas (temperatura, intensidad de luz y oxígeno disuelto) y el volumen ecológico (Zar, 2010).

## 8. RESULTADOS

Durante la fase guardería (abril 2014–mayo 2015) a media agua instalada en el CEINER se criaron exitosamente 2.600 fragmentos de *A. palmata* de los cuales se trasplantaron 50 fragmentos al medio natural y se les realizó el respectivo seguimiento (mayo 2015–febrero 2016).

Este periodo (23 meses) abarca las épocas climáticas típicas del Caribe colombiano. Los meses con mayor pluviosidad fueron octubre y noviembre, correspondientes a la época lluviosa. Se presentaron lluvias con menor intensidad entre mayo y septiembre (exceptuando julio y agosto 2014), y meses sin lluvias entre enero y abril correspondientes a la mayor intensidad de la época seca (Figura 5).

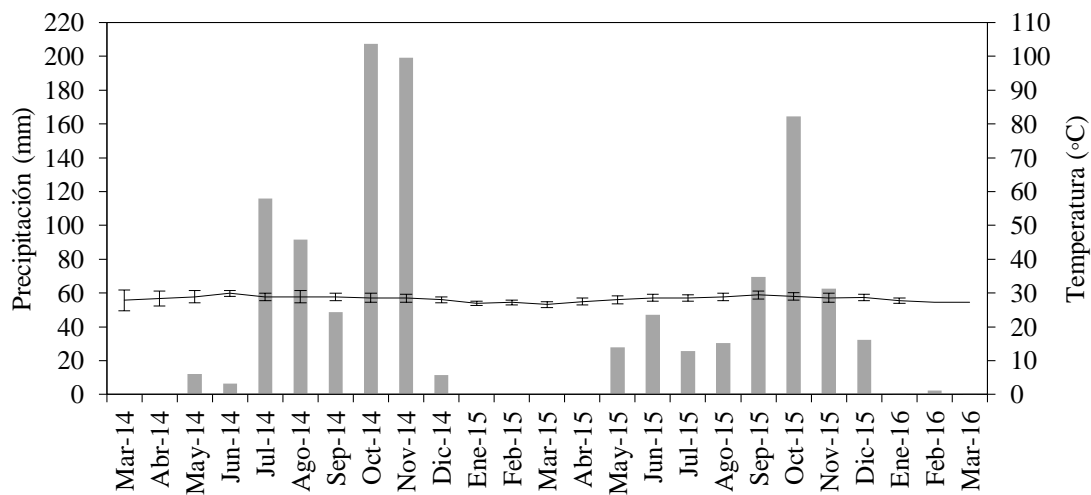


Figura 5. Climograma utilizando precipitación y temperatura mensual promedio ( $\pm$  error estándar) entre marzo de 2014 y marzo de 2016 de las estaciones de Cartagena e Isla Naval (CIOH, 2016).



## 8.1 Variables oceanográficas

### Oxígeno disuelto

Entre marzo y octubre de 2014, el oxígeno disuelto osciló de 5,00 a 7,60 mg·l<sup>-1</sup> y el promedio en la guardería fue de  $6,37 \pm 1,10 \cdot 10^{-4}$  mg·l<sup>-1</sup> (N=4.454). Durante el periodo de cultivo se descalibró el sensor que registraba los datos de oxígeno disuelto por lo cual no se pudo registrar más datos de esta variable posterior a octubre de 2014 (Figura 6).



Figura 6. Oxígeno disuelto promedio ( $\pm$  error estándar) del agua en la guardería durante ocho meses (N=4.454)

### Temperatura

La temperatura osciló entre 26,88 y 31,98 °C con un promedio total de  $29,36 \pm 6,00 \cdot 10^{-3}$  °C (N=26.271). En el tiempo de cultivo de corales ( $\approx 14$  meses), la temperatura del agua en guardería fluctuó entre 26,88 y 31,98 °C. En la época seca (diciembre 2014-abril 2015) la temperatura mensual fue de  $28,35 \pm 5,00 \cdot 10^{-3}$  °C (n=6.561) y en la época lluviosa (mayo-

noviembre 2014) fue de  $30,18 \pm 4,00 \cdot 10^{-3} \text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $n=6.547$ ). Los valores más altos de temperatura se encontraron de junio a noviembre de 2014 (Figura 7).

En el periodo de seguimiento al trasplante ( $\approx 10$  meses), osciló entre  $28,06$  y  $31,37 \text{ }^{\circ}\text{C}$ . En época seca (diciembre 2015-abril 2016) la temperatura mensual promedio fue de  $29,23 \pm 1,30 \cdot 10^{-2} \text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $n=3.618$ ) y en época lluviosa (mayo-noviembre 2015) fue  $29,65 \pm 5,00 \cdot 10^{-2} \text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $n=8.513$ ). Los valores más altos de temperatura se reportaron entre septiembre y diciembre de 2015 (Figura 7).

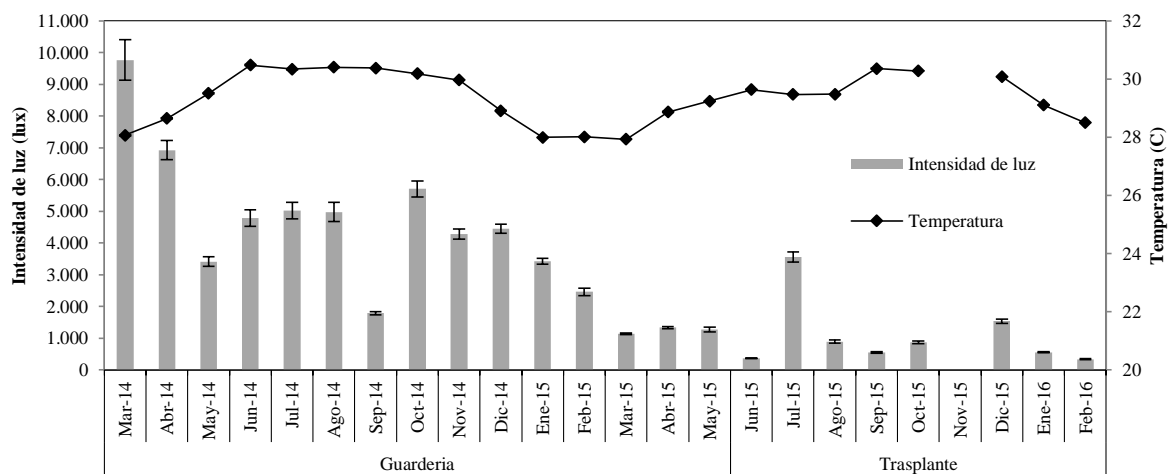


Figura 7. Temperatura e intensidad de luz promedio ( $\pm$  error estándar) en guardería y trasplante entre marzo 2014 y febrero 2016.

### Intensidad lumínica

Se tuvieron en cuenta los datos del Hobo durante las horas luz del día (6:00-17:30 h). La intensidad lumínica estuvo entre 43,1 y 34.444,0 lux (marzo 2014 -febrero 2016) con un promedio total de  $2.496,9 \pm 32,08 \text{ lux}$  ( $N=12.676$ ).

Durante el periodo de cultivo, el sensor estuvo a una profundidad de 3 m registrando datos promedio en la época lluviosa (mayo-noviembre 2014) de  $4.284,8 \pm 23,1$  lux ( $n=3.214$ ) y en la época seca (diciembre 2014-abril 2015) de  $2.564,2 \pm 24,8$  lux ( $n=3.165$ ). Al inicio del cultivo en 2014 los corales eran livianos y pequeños razón por la cual las estructuras estuvieron más superficiales que en 2015 donde los corales ya habían crecido y ganado peso. Esto puede ser la causa de que la intensidad lumínica en 2015 presentó menor intensidad ya que el sensor estuvo a 4.5 m de profundidad.

Durante el trasplante, el sensor se ubicó a una profundidad de 7 m registrando datos promedio en la época seca (diciembre 2015-abril 2016) de  $811,7 \pm 15,6$  lux ( $n=1.672$ ) y en la época lluviosa (mayo-noviembre de 2015) de  $1.266,5 \pm 18,4$  lux ( $n=4.092$ ) (Figura 7).

Los residuales de la temperatura y la intensidad lumínica no presentaron distribución normal (Shapiro-Wilk,  $w = 0,91$ ;  $P < 0,001$ ;  $n=12.681$ ) y existe una correlación positiva baja, entre estas variables (Correlación de Spearman,  $r_s = 0,13$ ;  $P < 0,001$ ;  $n=12.681$ ).

## **8.2 Estado de salud**

Tanto en guardería como en trasplante se obtuvo una prevalencia de colonias sanas mayor al 80%. Se encontró el cubrimiento algal y blanqueamiento como las condiciones de salud más recurrentes de los fragmentos vivos con algún signo de deterioro (Figura 8).

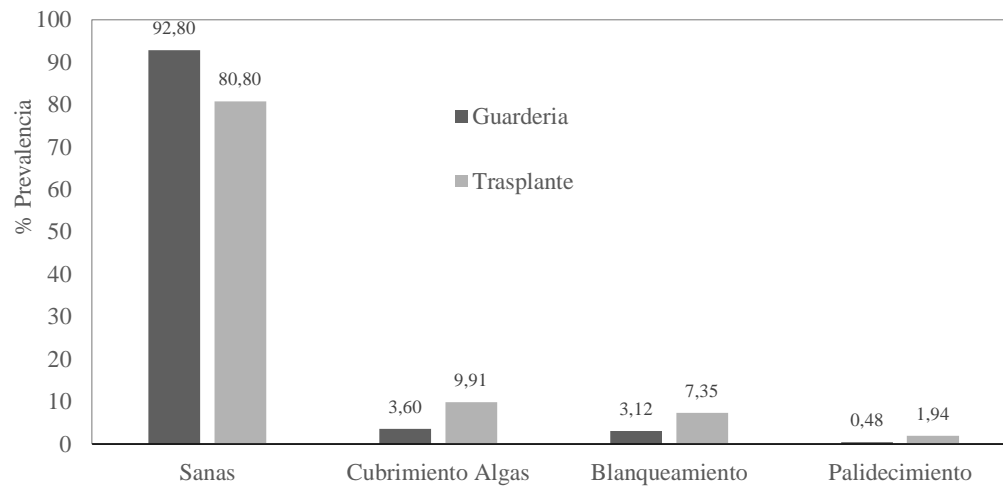


Figura 8. Prevalencia (%) del estado de salud de las colonias evaluadas en las fases de guardería y trasplante.

Tanto en la fase de guardería y trasplante se presentó tejido coralino afectado por cubrimiento por algas. Se observó que el blanqueamiento disminuyó al final del cultivo, contrario a lo encontrado al momento de realizar el trasplante donde este deterioro aumentó (Figura 9).

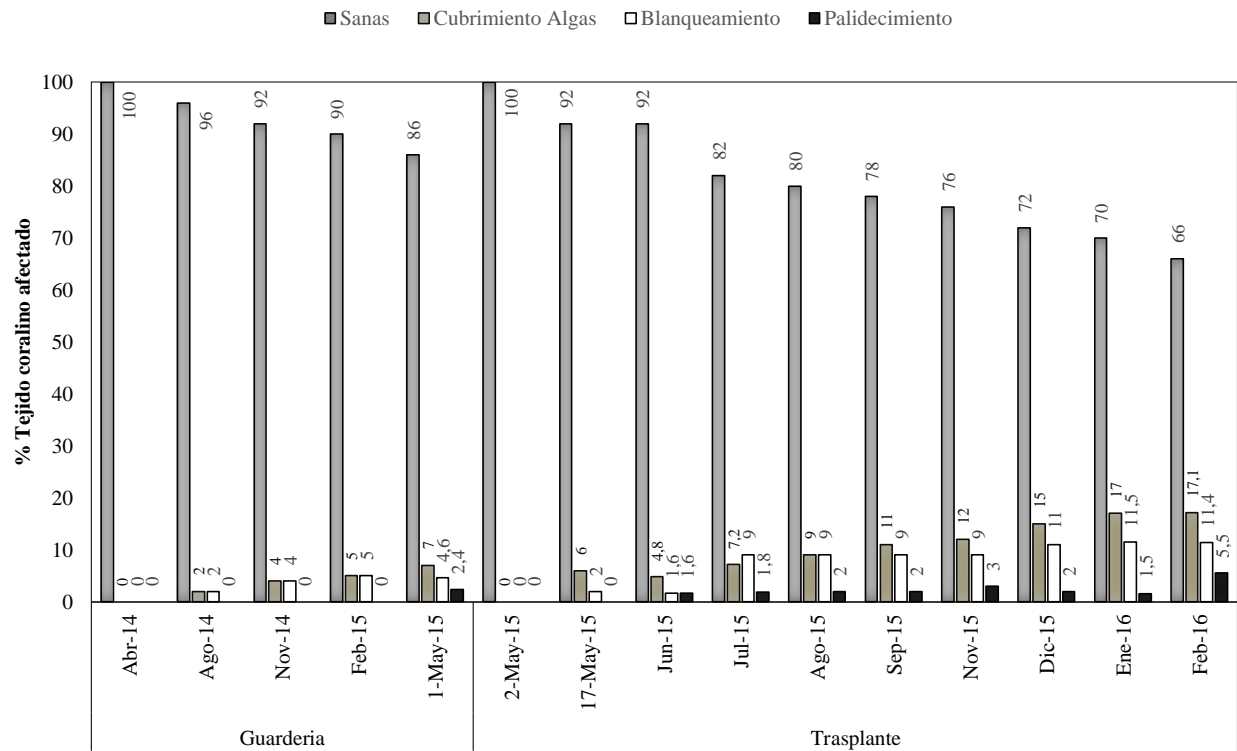


Figura 9. Tejido coralino afectado (%) durante la fase de guardería y trasplante.

### 8.3 Supervivencia

Los fragmentos de *A. palmata* presentaron una supervivencia de 86% en la fase de guardería y en la fase de trasplante en los primeros tres meses fue 82 % y finalizó al cabo de 10 meses con 66 % (Figura 10).

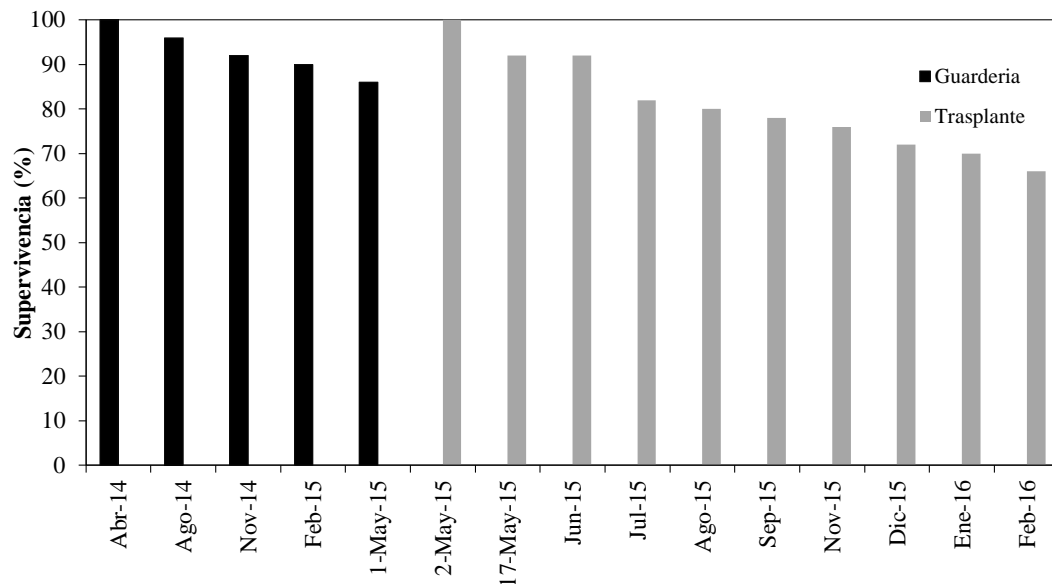


Figura 10. Supervivencia (%) de los fragmentos (n=50 cada muestreo; N=750) en las fases de guardería y trasplante al medio natural.

Al analizar los datos de cada morfotipo (A, B, C, N y L) por separado se observó una supervivencia entre 53 y 95 % siendo menores para los fragmentos marcados con la letra C en guardería y B en trasplante. Cabe resaltar que al momento de realizar el trasplante los fragmentos que se encontraron con mortalidad total en la fase de guardería fueron reemplazados por nuevos fragmentos provenientes del mismo árbol y letra. Se presentó una supervivencia superior al 90 % en la fase de guardería y mayor al 66 % en la fase de trasplante. Los fragmentos de la letra B presentaron una mortalidad total, lo cual se le atribuye al sitio específico al cual fueron trasplantados donde predominaban algas del género *Dyctiota* (Figura 11).

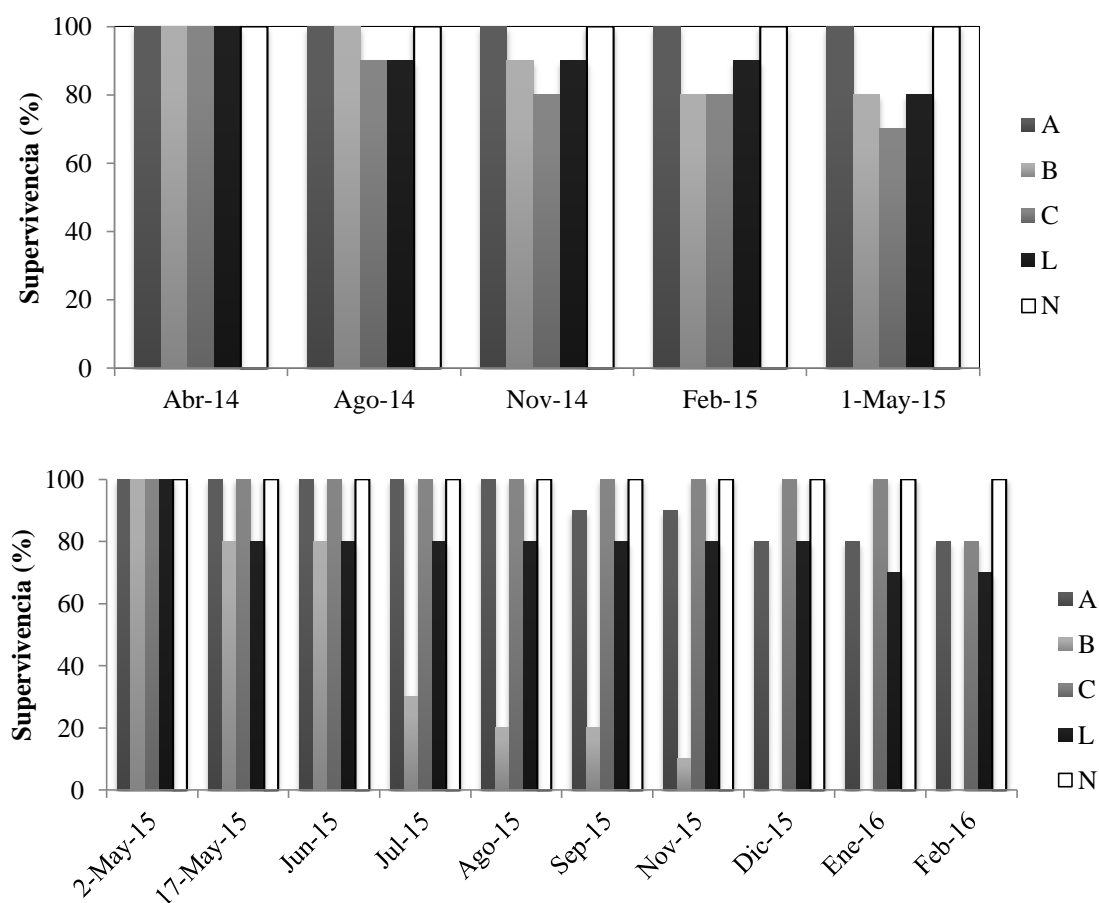


Figura 11. Supervivencia (%) de los fragmentos de *A. palmata* en guardería (superior) y su trasplante (inferior) al medio natural para cada morfotipo (A, B, C, L y N; n=10).

#### 8.4 Causas de mortalidad

En la fase de guardería se presentó mortalidad debido al cubrimiento por macroalgas, blanqueamiento, enfermedad de la banda blanca e interacción con especies de fauna como

*Chaetodon capistratus*, *Synodus intermedius*, *Sparisoma viride* y *Sepioteuthis sepioidea* (Figuras 12 y 13).

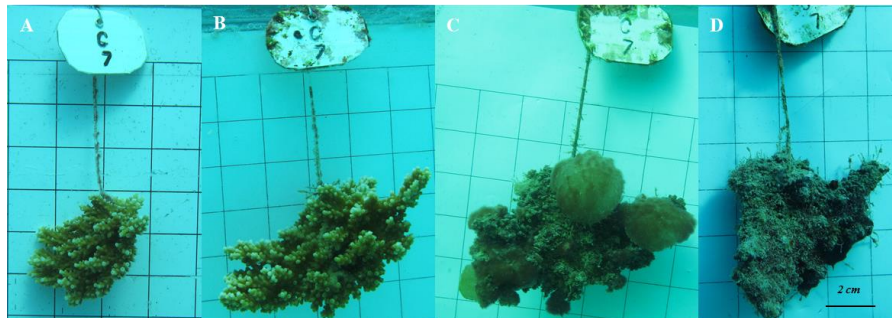


Figura 12. Mortalidad por cubrimiento de macroalgas en la fase de guardería (fragmento C-7). (A) 0 días de cultivo (abril 2014), (B) 129 días (agosto 2014), (C) 240 días (noviembre 2014) y (D) a 311 días de cultivo (febrero 2015).

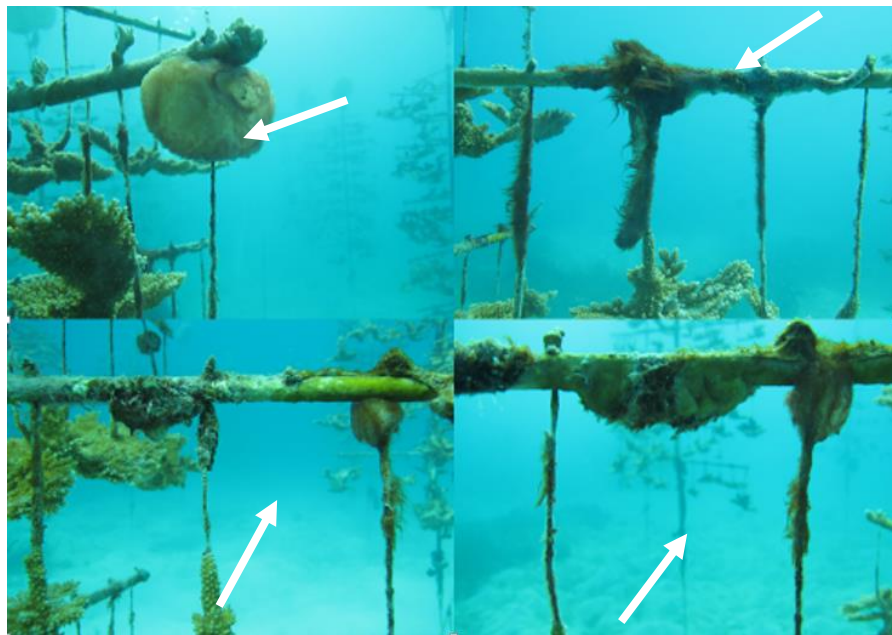


Figura 13. Fuentes de mortalidad parcial o total observadas durante la fase de guardería. (A) Competencia por sustrato con macroalgas, (B) presencia de tapetes algales, (C) *Millepora complanata* y (D) bivalvos.



En la fase de trasplante las posibles causas de mortalidad fueron la (i) depredación del caracol *Coralliophila caribaea* y el poliqueto *Hermodice carunculata*, (ii) enfermedades como banda blanca y blanqueamiento (deterioro del tejido vivo y el esqueleto sin tejido vivo) y, (iii) contacto con organismos competidores en época seca como macroalgas principalmente del género *Dictyota* y en época lluviosa con esponjas excavadoras del género *Cliona* (Figura 14).

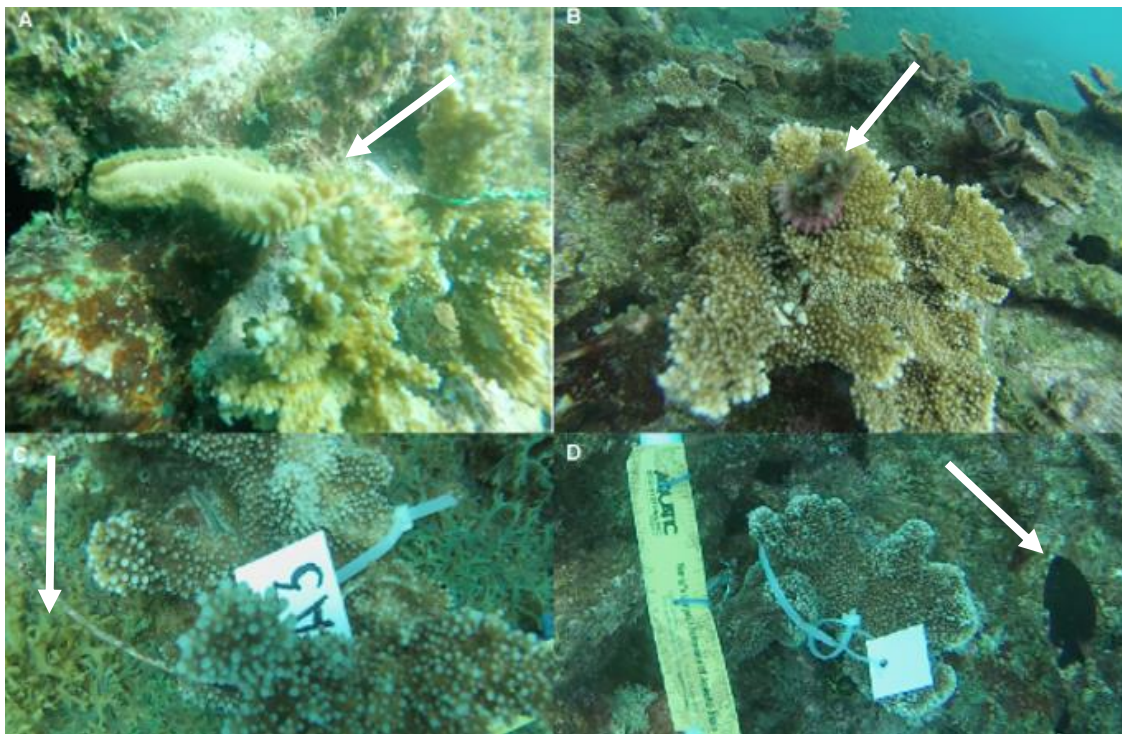


Figura 14. Fuentes de mortalidad parcial o total observadas durante la fase de trasplante. (A) Poliqueto coralívoro *Hermodice carunculata*, (B) gasterópodo coralívoro *Coralliophila caribaea*, (C) contacto por macroalgas del género *Dictyota* y poliqueto coralívoro *Hermodice carunculata* y (D) presencia del pez territorialista *Stegastes* sp.

## 8.5 Crecimiento

En los fragmentos de *A. palmata* se observó un incremento en el crecimiento en todas las formas de medición (volumen ecológico, área y crecimiento lineal) tanto en guardería como en la fase de trasplante. En guardería, el incremento en volumen ecológico fue de  $350,27 \pm 20,40 \text{ cm}^3$  (n=236), en área fue de  $73,35 \pm 3,73 \text{ cm}^2$  (n=235) y en extensión lineal fue de  $12,42 \pm 0,29 \text{ cm}$  (n=236). En trasplante el volumen ecológico se incrementó en  $2.362,32 \pm 100,67 \text{ cm}^3$  (n=414), el área en  $170,83 \pm 89,65 \text{ cm}^2$  (n=411) y el lineal en  $18,31 \pm 0,22 \text{ cm}$  (n=414; Figura 15).

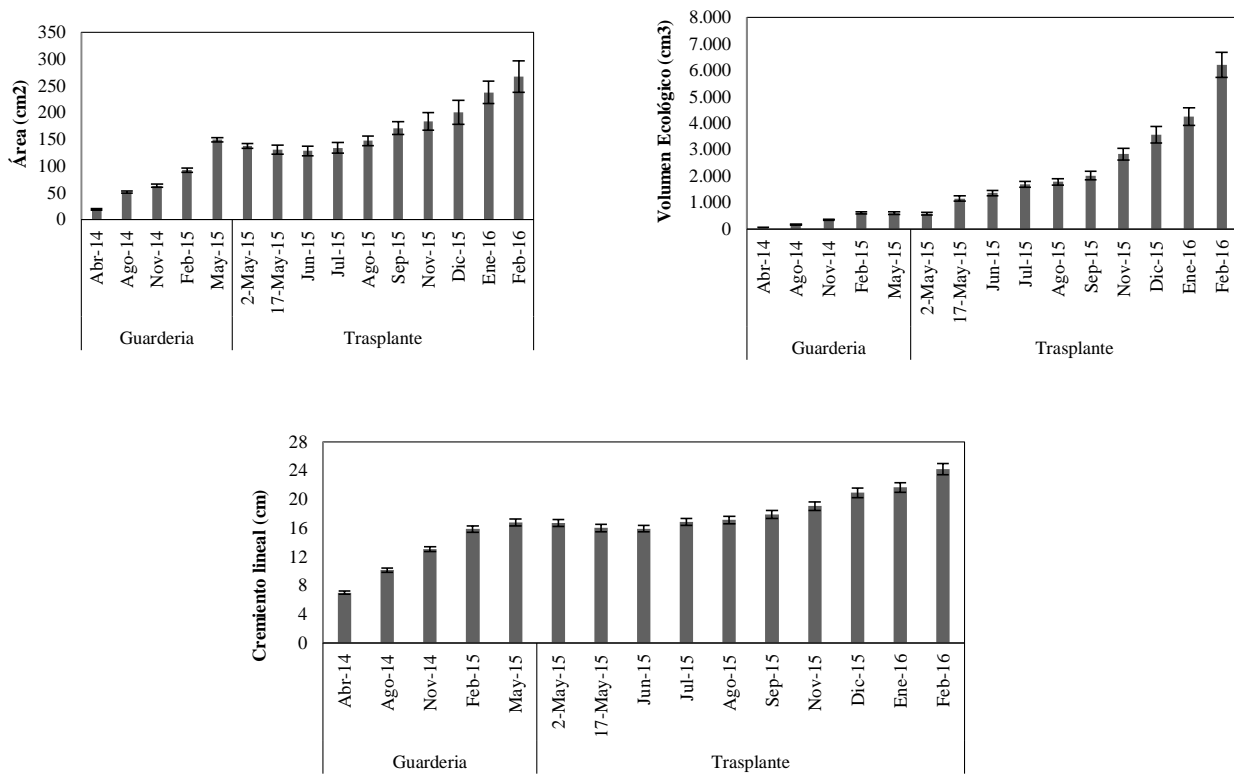


Figura 15. Promedio mensual ( $\pm$  error estándar) del crecimiento en términos de área (superior izquierdo), volumen ecológico (superior derecho) y crecimiento lineal (inferior) en la fase de guardería y trasplante.

Los fragmentos iniciaron la fase de cultivo con un volumen ecológico de  $64,75 \pm 5,42 \text{ cm}^3$  (n=50), un área de  $18,33 \pm 1,12 \text{ cm}^2$  (n=50) y una longitud  $6,96 \pm 0,24 \text{ cm}$  (n=50), finalizando con  $596,72 \pm 52,63 \text{ cm}^3$  (n=47),  $149,09 \pm 7,57 \text{ cm}^2$  (n=47) y  $16,74 \pm 0,48 \text{ cm}$  (n=47) respectivamente al cabo de 13 meses de guardería (Tabla 3).

Tabla 2. Incremento promedio (X) del volumen ecológico (VE), área y crecimiento lineal para cada morfotipo (A, B, C, L y N) en la fase de guardería. Desviación estándar (DE), número de fragmentos (n) y error estándar (EE).

	VE (cm <sup>3</sup> )				Área (cm <sup>2</sup> )				Lineal (cm)			
	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n
<b>A</b>	423,45	306,96	43,41	50	76,05	42,77	6,05	50	12,97	3,84	0,54	50
<b>B</b>	298,27	302,60	44,62	46	66,60	52,63	7,76	46	12,17	4,51	0,67	46
<b>C</b>	271,50	233,48	35,61	43	57,96	58,77	8,96	43	10,97	3,68	0,56	43
<b>L</b>	410,93	311,76	45,47	47	93,30	66,79	9,85	46	14,26	4,64	0,68	47
<b>N</b>	335,65	370,59	52,41	50	71,72	59,82	8,46	50	11,61	4,93	0,70	50
<b>Total</b>	350,27	313,32	20,40	236	73,35	57,23	3,73	235	12,42	4,47	0,29	236

Durante el periodo en que los fragmentos se levantaron en la guardería se observó un patrón de crecimiento, en el cual los primeros meses los corales empezaron a crecer hacia todos los lados, empezaron a surgir nuevas ramificaciones (Figura 16) y en algunos casos se notó la fusión de un fragmento con otro (Figura 17).

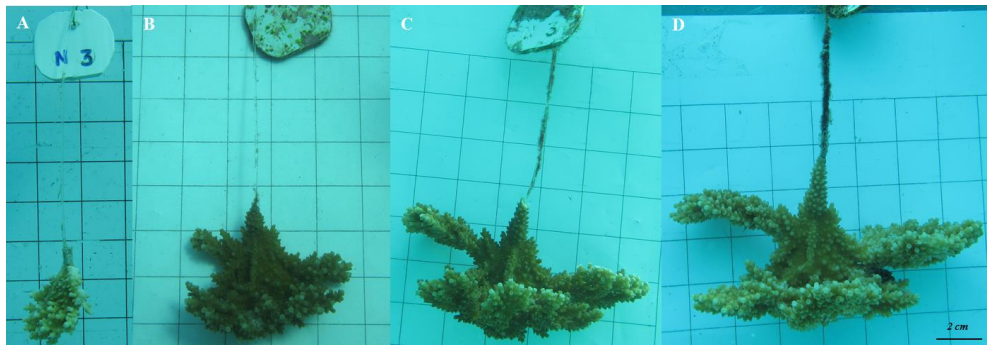


Figura 16. Patrón de crecimiento típico de los fragmentos de *A. palmata* en la guardería de abril 2014 a febrero 2015 (fragmento N-3). (A) 0 días de cultivo (abril 2014), (B) 129 días (agosto 2014), (C) 240 días (noviembre 2014) y (D) 311 días (febrero 2015) de cultivo.

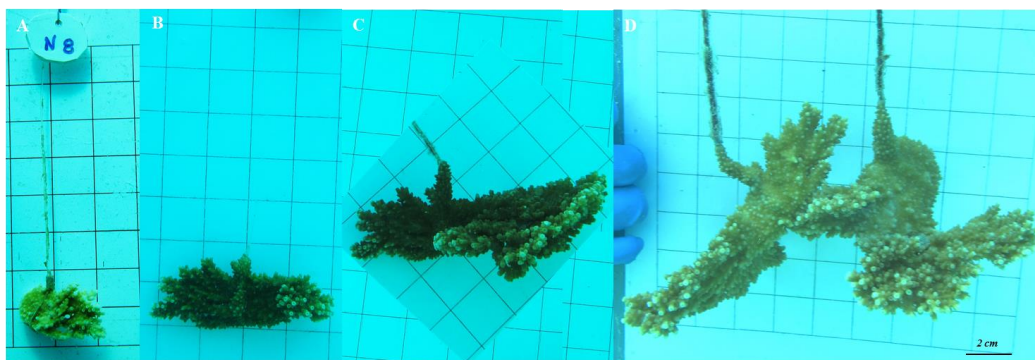


Figura 17. Patrón de crecimiento y fusión de los fragmentos de *A. palmata* en la guardería de abril 2014 a febrero 2015 (fragmento N-8). (A) 0 días de cultivo (abril 2014), (B) 129 días (agosto 2014), (C) 240 días (noviembre 2014) y (D) 311 días (febrero 2015) de cultivo.

La tasa de volumen ecológico (TVE) fue de  $68,70 \pm 5,90 \text{ cm}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$  ( $n=158$ ), la tasa de área (TA) fue de  $11,66 \pm 0,86 \text{ cm}^2 \cdot \text{mes}^{-1}$  ( $n=182$ ) y tasa de extensión lineal (TCL) fue de  $0,95 \pm 0,05 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$  ( $n=168$ ) durante la fase de guardería (Tabla 3).

Tabla 3. Incremento promedio (X), tasa mensual de volumen ecológico (TVE), área (TA), crecimiento lineal (TCL) para cada morfotipo (A, B, C, L y N) en la fase de guardería. Desviación estándar (DE), número de muestra (n) y error estándar (EE).

	Incremento VE (cm <sup>3</sup> )				Incremento Área (cm <sup>2</sup> )				Incremento Lineal (cm)			
	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n
<b>A</b>	213,16	147,70	25,71	33	28,86	18,20	2,88	40	2,55	1,35	0,22	37
<b>B</b>	187,13	176,89	31,27	32	34,01	26,85	4,47	36	3,02	2,15	0,37	33
<b>C</b>	141,32	147,70	27,43	29	34,12	58,52	10,51	31	2,37	1,57	0,28	32
<b>L</b>	265,95	218,40	42,03	27	40,60	30,64	5,18	35	3,55	2,15	0,37	33
<b>N</b>	205,60	214,81	35,31	37	39,44	34,03	5,38	40	3,36	1,70	0,28	37
<b>Total</b>	201,95	185,61	14,77	158	35,36	34,98	2,59	182	2,97	1,84	0,14	172
	TVE (cm <sup>3</sup> .mes <sup>-1</sup> )				TA (cm <sup>2</sup> .mes <sup>-1</sup> )				TCL (cm.mes <sup>-1</sup> )			
	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n
<b>A</b>	69,47	59,14	10,30	33	9,38	6,91	1,09	40	0,78	0,47	0,08	37
<b>B</b>	63,53	67,71	11,97	32	11,40	10,30	1,72	36	0,97	0,74	0,13	32
<b>C</b>	49,51	63,39	11,77	29	10,45	15,21	2,73	31	0,76	0,53	0,10	31
<b>L</b>	90,12	90,15	17,35	27	13,52	11,74	1,99	35	1,19	0,77	0,14	31
<b>N</b>	71,91	85,03	13,98	37	13,51	12,79	2,02	40	1,08	0,70	0,11	37
<b>Total</b>	68,70	74,12	5,90	158	11,66	11,54	0,86	182	0,95	0,66	0,05	168

Previo al trasplante se realizó la caracterización de sitio donde se trasladarían los 50 fragmentos. Se encontró una dominancia de esqueletos de *A. palmata* del 98 % seguida de un 7 % de macroalgas en la zona evaluada. Se evidencio la presencia de corales de los géneros *Porites* y *Agaricia* y zooanthideos (Figura 18).

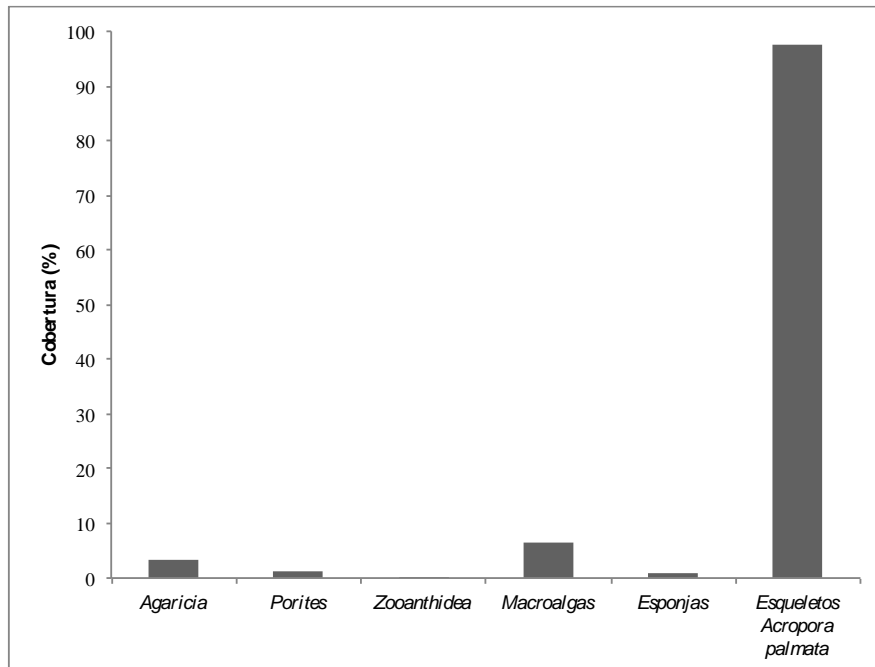


Figura 18. Cobertura (%) de los principales componentes del sustrato en el sitio de trasplante.

Los fragmentos iniciaron la fase de trasplante con un volumen ecológico de  $581,48 \pm 50,52 \text{ cm}^3$  (n=50), un área de  $135,96 \pm 6,58 \text{ cm}^2$  (n=46), y una longitud de  $16,59 \pm 0,46 \text{ cm}$  (n=50), finalizando con un volumen ecológico de  $6.198,05 \pm 479,11 \text{ cm}^3$  (n=34), un área de  $267,48 \pm 21,31 \text{ cm}^2$  (n=34) y una longitud de  $24,19 \pm 0,79 \text{ cm}$  (n=34) (Tabla 4). Se observó que al inicio del trasplante los corales presentaron blanqueamiento y palidecimiento debido al estrés que se generó por el traslado y manipulación de los fragmentos al trasplantarlos (Figura 20 y 21).

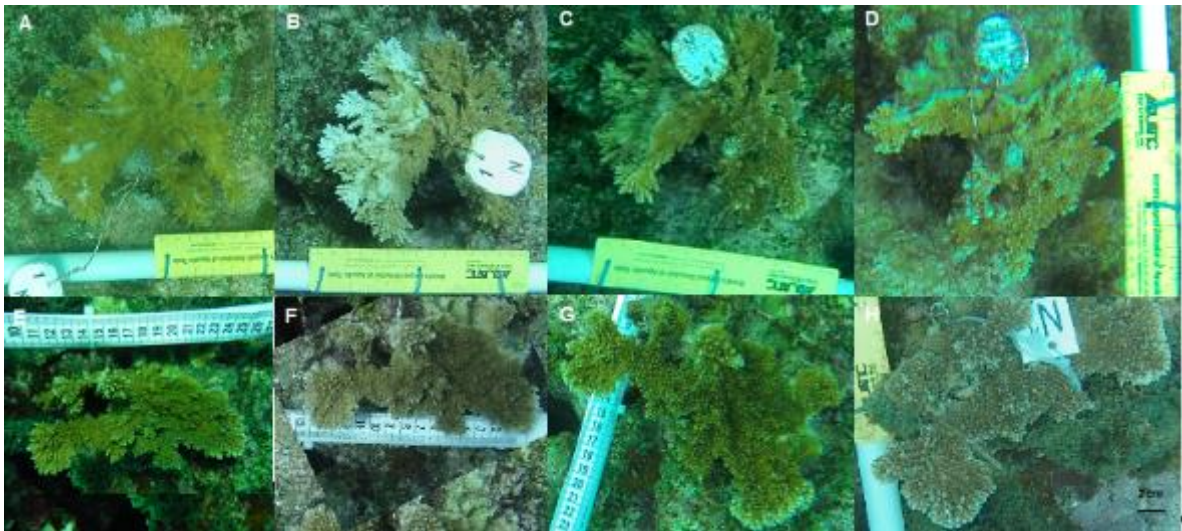


Figura 19. Proceso de crecimiento de los fragmentos de *A. palmata* durante el trasplante de mayo 2015 a febrero 2016 (fragmento N-1). (A) primer día de trasplante 0 días (mayo 2015), (B) 27 días (junio 2015), (C) 48 días (julio 2015), (D) 77 días (agosto 2015), (E) 168 días (noviembre 2015), (F) 210 días (diciembre 2015), (G) 279 días (enero 2016) y (H) 308 días (febrero 2016) de trasplante.



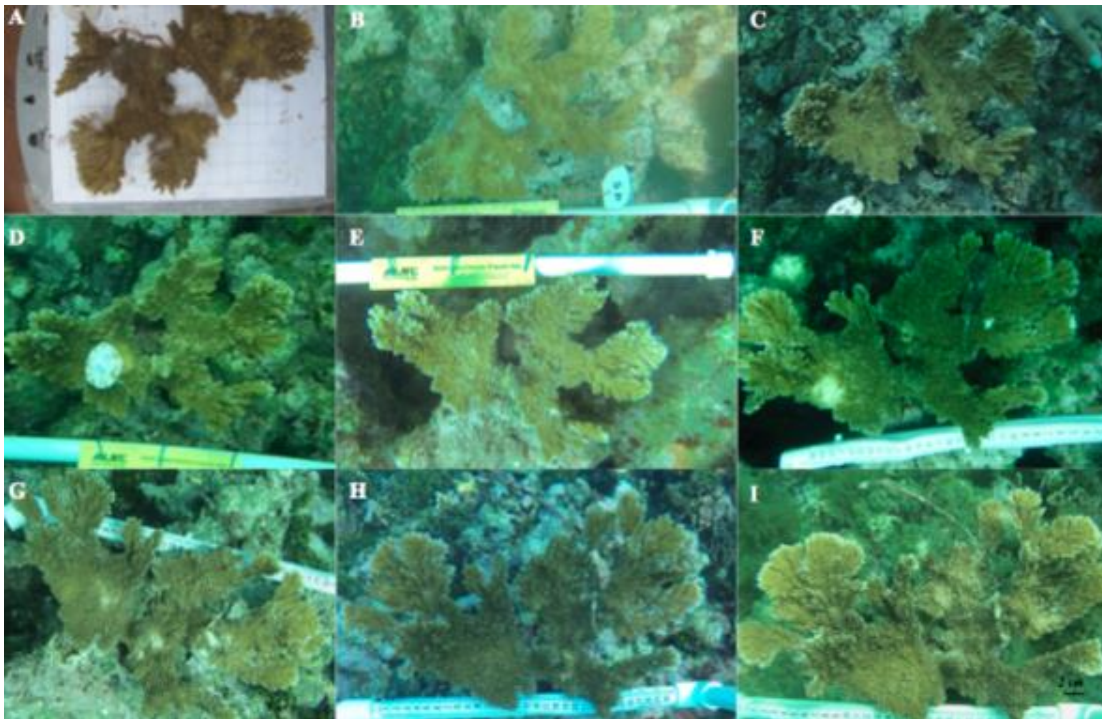


Figura 20. Proceso de fijación de los fragmentos de *A. palmata* durante el trasplante de mayo 2015 a febrero 2016 (fragmento N-5). (A) Fragmento recién descolgado de la guardería listo para trasplantar; (B) primer día de trasplante 0 días (2 de mayo 2015), (C) 16 días (18 de mayo 2015), (D) 27 días (junio 2015), (E) 48 días (julio 2015), (F) 130 días (septiembre 2015), (G) 168 días (noviembre 2015), (H) 210 días (diciembre 2015) y (I) 279 días (enero 2016) de trasplante.



Tabla 4. Promedio (X), desviación estándar (DE), número de muestra (n) y error estándar (EE) del volumen ecológico, área y crecimiento lineal para cada morfotipo (A, B, C, L y N) en la fase de trasplante.

	Volumen Ecológico (cm <sup>3</sup> )				Área (cm <sup>2</sup> )				Crecimiento Lineal (cm)			
	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n
<b>A</b>	2.487,03	1.874,35	191,30	96	170,48	69,62	7,07	97	17,86	3,56	0,36	96
<b>B</b>	1.182,28	911,67	144,15	40	126,65	54,77	8,55	41	16,34	3,94	0,62	40
<b>C</b>	2.144,79	1.710,53	171,91	99	145,47	60,95	6,13	99	17,12	3,59	0,36	99
<b>L</b>	2.487,97	2.076,72	232,18	80	164,84	89,72	10,22	77	19,33	4,97	0,56	80
<b>N</b>	2.834,16	2.583,20	259,62	99	230,02	121,68	13,60	80	19,91	4,79	0,48	99
<b>Total</b>	2.362,32	2.048,29	100,67	414	170,62	89,63	4,52	394	18,31	4,38	0,22	414

Durante la fase de trasplante se obtuvieron promedios totales de TVE de  $893,13 \pm 54,92$  (N=279) cm<sup>3</sup>·mes<sup>-1</sup>, incrementos VE (n=361) VE y k de  $0,01 \pm 0,02$  (n=361; Tabla 5).

La tendencia general de la constante de crecimiento (k) demuestra que los fragmentos presentaron su mayor crecimiento en los primeros meses de estudio en el periodo de guardería siendo el valor más alto 0,025 y luego continuo disminuyendo presentado los valores más bajos al finalizar el periodo de cultivo (Figura 21).

Tabla 5. Incremento promedio (X), desviación estándar (DE), numero de muestra (n) y error estándar (EE) de tasa mensual de volumen ecológico (TVE), porcentaje de incremento de volumen ecológico (%VE) y la constante de crecimiento (k) para cada morfotipo (A, B, C, L y N) en la fase de trasplante.

	Incremento VE (cm <sup>3</sup> )				Incremento Área (cm <sup>2</sup> )				Incremento Lineal (cm)			
	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n	X	DE	EE	n
<b>A</b>	785,08	696,29	83,22	70,00	27,44	35,26	4,34	66,00	2,06	1,58	0,23	47,00
<b>B</b>	471,98	415,71	92,96	20,00	8,57	4,51	1,21	14,00	1,27	1,06	0,29	13,00
<b>C</b>	675,07	713,90	85,33	70,00	16,62	16,80	1,93	76,00	1,59	1,25	0,17	55,00
<b>L</b>	1.154,09	1.048,85	154,64	46,00	57,33	57,11	9,14	39,00	2,62	1,60	0,26	37,00
<b>N</b>	1.138,49	1.147,36	134,29	73,00	69,88	62,47	8,13	59,00	2,60	2,50	0,33	56,00
<b>Total</b>	888,34	912,35	54,62	279,00	37,61	47,93	3,01	254,00	2,13	1,84	0,13	208,00
	TVE (cm <sup>3</sup> .mes <sup>-1</sup> )				TA (cm <sup>2</sup> .mes <sup>-1</sup> )				TCL (cm.mes <sup>-1</sup> )			
	X	DE	n	EE	X	DE	n	EE	X	DE	n	EE
<b>A</b>	794,13	712,02	70,00	85,10	23,95	25,97	66,00	3,20	2,03	1,93	47,00	0,28
<b>B</b>	649,79	704,71	20,00	157,58	11,43	8,54	14,00	2,28	1,49	1,17	13,00	0,33
<b>C</b>	625,37	657,74	70,00	78,61	15,27	14,31	76,00	1,64	1,31	1,00	55,00	0,14
<b>L</b>	1.243,18	1.113,86	46,00	164,23	68,08	98,64	39,00	15,80	2,74	2,08	37,00	0,34
<b>N</b>	1.090,90	1.108,24	73,00	129,71	75,22	91,91	59,00	11,97	2,46	2,80	56,00	0,37
<b>Total</b>	893,13	917,28	279,00	54,92	39,35	65,90	254,00	4,13	2,05	2,07	208,00	0,14

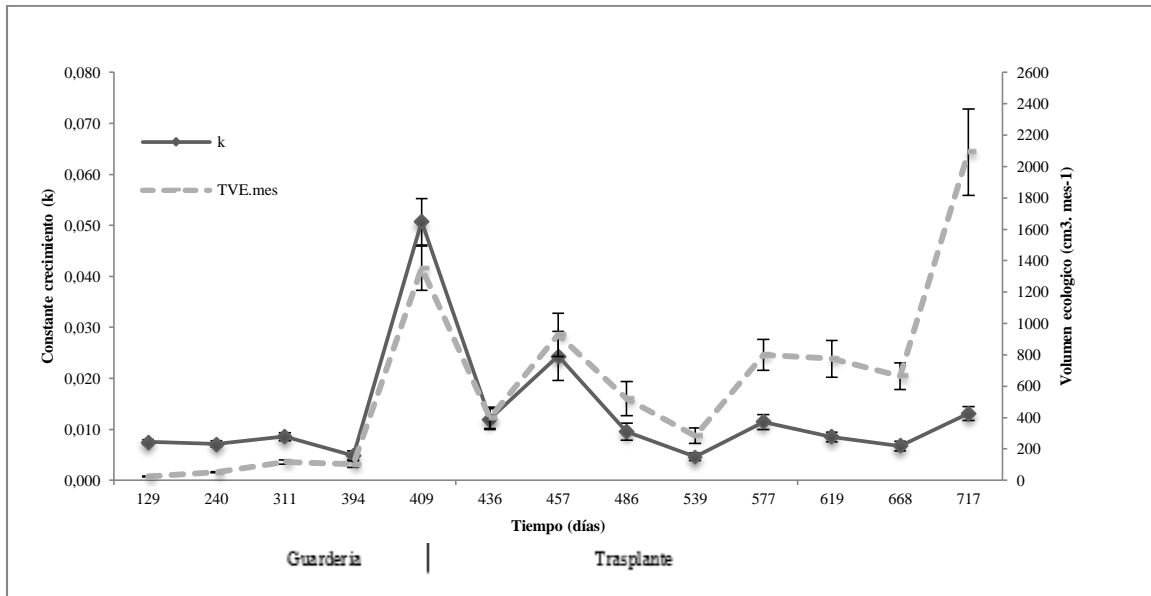


Figura 21. Promedio mensual ( $\pm$  error estándar) de volumen ecológico y constante de crecimiento de *A. palmata* (fase guardería y trasplante).

Los residuos de las variables de crecimiento (área y volumen ecológico) no presentaron distribución normal (Shapiro-Wilk,  $w = 0,91$ ;  $P < 0,001$ ;  $n = 474$ ) y el análisis de correlación de Spearman indica una relación alta, positiva y significativa entre el área y el volumen ecológico tanto en la fase de guardería como en la de trasplante ( $r_s = 0,79$ ;  $P < 0,001$ ;  $n = 623$ ; Tabla 6; Figura 22).

Tabla 6. Correlación de Spearman entre las variables bióticas (volumen ecológico, área y crecimiento lineal), en las fases de guardería y trasplante.

Variable	Shapiro-Wilk	P	Correlación	$r_s$	P	$n$
Volumen Ecológico	0,76	<0,001	Volumen ecológico -área	0,79	<0,001	623
Área	0,91	<0,001	Área - extensión lineal	0,84	<0,001	623
Extensión lineal	0,98	0,013	Extensión lineal - volumen ecológico	0,84	<0,001	623

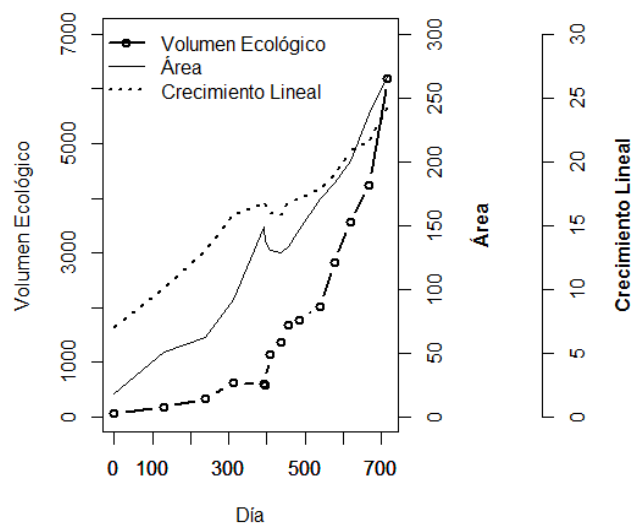


Figura 22. Promedio mensual ( $\pm$  EE) del volumen ecológico, área y crecimiento lineal durante la fase de guardería y trasplante.

Al realizar un análisis por cada una de las fases por muestreos, se encontró un incremento total de volumen ecológico en la fase de guardería ( $201,95 \pm 14,77 \text{ cm}^3$ ) que es menor al de la fase de trasplante ( $888,34 \pm 54,62 \text{ cm}^3$ ). El área en guardería tuvo un incremento promedio de  $35,36 \pm 2,59 \text{ cm}^2$  y en la fase de trasplante de  $37,61 \pm 3,01 \text{ cm}^2$ . El incremento de crecimiento lineal fue mayor cuando los fragmentos se encontraron en la fase de cultivo ( $2,97 \pm 0,14 \text{ cm}$ ) que en la fase de trasplante ( $2,13 \pm 0,13 \text{ cm}$ ) debido a que en algunos casos se presentaron disminución en el tejido vivo debido a mortalidad parcial de los fragmentos (Tabla 7).

Tabla 7. Incremento promedio (X) de volumen ecológico (VE), área (área) y crecimiento lineal (lineal) en las fases de guardería y trasplante. Error estándar (EE).

	Muestreo	X VE (cm <sup>3</sup> )	EE VE (cm <sup>3</sup> )	X Área (cm <sup>2</sup> )	EE Área (cm <sup>2</sup> )	X Lineal (cm)	EE Lineal (cm)
Guardería	1	104,61	13,98	32,39	6,28	3,16	0,2
	2	191,29	18,03	17,82	2,13	3,05	0,17
	3	277,35	33,33	29,96	3,22	2,9	0,27
	4	285,23	55,49	62,05	5,43	2,7	0,49
	Total	201,95	14,77	35,36	2,59	2,97	0,14
Trasplante	1	676,61	70,63	40,47	13,17	1,38	0,35
	2	359,20	60,40	11,38	2,31	1,40	0,31
	3	649,01	96,82	72,49	15,53	2,42	0,37
	4	502,96	106,01	27,83	5,08	1,97	0,67
	5	501,19	87,90	34,68	8,83	1,80	0,22
	6	1.013,29	126,06	35,01	7,79	2,17	0,33
	7	1.084,23	162,58	34,16	6,08	2,50	0,27
	8	1.084,35	140,24	37,18	6,45	2,20	0,24
	9	2.161,14	285,41	37,94	5,46	2,80	0,35
	Total	888,34	54,62	37,61	3,01	2,13	0,13

Se obtuvo una tasa mensual de volumen ecológico de  $68,70 \pm 5,90 \text{ cm}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$  en guardería y  $893,13 \pm 54,92 \text{ cm}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$  en trasplante. La tasa de incremento mensual del área fue mayor en la fase de trasplante que en la fase de guardería ( $39,35 \pm 4,13$  y  $11,66 \pm 0,86 \text{ cm}^2 \cdot \text{mes}^{-1}$  respectivamente), evidenciándose en la última una disminución en el crecimiento con respecto al área que ocupa el fragmento en el sustrato. El crecimiento lineal tuvo tasas de crecimiento mensual entre  $0,84$  y  $1,22 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$  en la fase de guardería, en los fragmentos trasplantados al medio natural fue mayor oscilando entre  $1,02$  y  $3,46 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$  (Tabla 8).

Tabla 8. Promedio (X), error estándar (EE), tasa mensual de volumen ecológico (TVE), tasa mensual de área (TA) y tasa mensual de crecimiento lineal (TCL) para cada uno de los muestreos en la fase de guardería y trasplante.

	Muestreo	X TVE ( $\text{cm}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$ )	EE TVE ( $\text{cm}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$ )	X TA ( $\text{cm}^2 \cdot \text{mes}^{-1}$ )	EE TA ( $\text{cm}^2 \cdot \text{mes}^{-1}$ )	X TCL ( $\text{cm} \cdot \text{mes}^{-1}$ )	EE TCL ( $\text{cm} \cdot \text{mes}^{-1}$ )
Guardería	1	24,33	3,25	7,53	1,46	0,73	0,05
	2	51,7	4,87	4,82	0,58	0,84	0,04
	3	117,19	14,08	12,66	1,36	1,22	0,11
	4	101,87	19,82	22,16	1,94	1,05	0,19
	Total	68,7	5,9	11,66	0,86	0,95	0,05
Trasplante	1	1.353,21	141,25	80,94	26,35	2,75	0,70
	2	399,11	67,11	12,65	2,57	1,56	0,34
	3	927,16	138,31	103,56	22,19	3,46	0,53
	4	520,31	109,66	28,79	5,26	2,03	0,70
	5	283,69	49,75	19,63	5,00	1,02	0,12
	6	799,97	99,52	27,64	6,15	1,72	0,26
	7	774,45	116,13	24,40	4,34	1,79	0,19
	8	663,89	85,86	22,76	3,95	1,35	0,15
	9	2.091,42	276,21	36,71	5,28	2,71	0,34
	Total	893,13	54,92	39,35	4,13	2,02	0,14

Las pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas indican que los datos de volumen ecológico, área y crecimiento lineal no se ajustan a los supuestos paramétricos. Con un 95% de confianza se evidencia que las tasas mensuales de volumen ecológico, área y crecimiento lineal presentan diferencias estadísticamente significativas entre las fases de guardería y trasplante (Tabla 9).

Tabla 9. Resultados de las pruebas de la mediana de Mood ( $X^2$ ) aplicadas al crecimiento entre guardería y trasplante. Se presentan los resultados de homogeneidad de varianzas y normalidad para las variables de volumen ecológico, área y crecimiento lineal.

Variable	Sitio	Shapiro-Wilk	P	Levene	P	$X^2$	P
Volumen Ecológico	Guardería	0,75	<0,001	210,29	<0,001	148,59	<0,001
	Trasplante	0,83	<0,001				
Área	Guardería	0,79	0,07	86,00	<0,001	14,07	<0,001
	Trasplante	0,58	0,06				
Crecimiento Lineal	Guardería	0,83	<0,001	64,75	<0,001	18,36	<0,001
	Trasplante	0,68	<0,001				

Las pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas indican que los muestreos de las variables bióticas en las fases de guardería y trasplante no se ajustan a los supuestos paramétricos (Anexo 1 y 2).

Para la fase de guardería se encontró que existen diferencias significativas entre los muestreos excepto entre el 2-4 y 3-4 para el volumen ecológico. El área presentó diferencias significativas entre todos los muestreos. Finalmente para el crecimiento lineal se observa que no hay diferencias significativas entre los muestreos 1-2, 2-3 y 3-4 (Anexo 3).

Se presentan diferencias significativas entre los muestreos de las tasas de crecimiento (volumen ecológico, área y crecimiento lineal) en la fase de trasplante. Estas diferencias se evidencian en mayor medida en el volumen ecológico, en donde se encontraron diferencias prácticamente entre todos los muestreos (Anexo 4). Es llamativo que las diferencias tienden a ser menores en los muestreos intermedios (del 3 al 7).

## 8.6 Relación entre variables bióticas y abióticas

Se encontró una baja correlación negativa y no significativa entre todas las variables bióticas y abióticas, como por ejemplo la temperatura y el volumen ecológico no presentaron diferencias significativas ( $r_s = -0,181$ ;  $P=0,529$ ;  $n=13$ ). A su vez se encontró una alta relación negativa no significativa entre el área y la temperatura ( $r_s = -0,324$ ;  $P=0,261$ ;  $n=14$ ; Tabla 10).

Tabla 10. Correlación de Spearman entre las variables bióticas (volumen ecológico, área y crecimiento lineal) y las variables abióticas (temperatura e intensidad lumínica), en las fases de guardería y trasplante.

Variable biótica	Variable Abiótica	$r_s$	P	n
Volumen Ecológico	Temperatura	-0,181	0,529	13
	Intensidad de luz	-0,670	0,020	
Área	Temperatura	-0,324	0,261	13
	Intensidad de luz	-0,467	0,105	
Crecimiento Lineal	Temperatura	-0,214	0,457	13
	Intensidad de luz	-0,505	0,079	

La correlación existente entre las variables abióticas y bióticas evaluadas es baja, donde la correlación más significativa se obtuvo entre el volumen ecológico y la intensidad de luz ( $r_s = -0,670$ ;  $P<0,020$ ;  $n=13$ ; Tabla 10).



## 9. DISCUSIÓN

La metodología implementada permitió la cría de 2.600 fragmentos de *A. palmata*. Uno de los factores que influyó en el crecimiento y la supervivencia de esta especie fue la estructura de la guardería que permitió el manejo de los fragmentos disminuyendo las posibilidades de daño al realizar las actividades de mantenimiento y limpieza. Un factor importante fue la ubicación de la guardería y el trasplante donde se tuvieron en cuenta las recomendaciones reportadas por Edwards (2010), tales como la presencia de predadores, sedimentación y profundidad.

Gracias a la ubicación de la guardería y el sitio de trasplante, los resultados encontrados muestran un buen proceso de crecimiento de *A. palmata* ante la fragmentación, durante la cría y proceso de fijación al sustrato a lo largo de dos épocas climáticas. A su vez se observó que los eventos de estrés ambiental dados por los cambios en las condiciones locales, causaron modificaciones en el tejido coralino y afectaron el estado de salud de los fragmentos dispuesto en el sistema (Shaish et al., 2010; Williams y Miller, 2010).

El mantenimiento de la guardería y de los fragmentos trasplantados (remoción de macroalgas, sedimentos y otros invertebrados competidores) promovió las condiciones de crecimiento. Esta especie presentó altas tasas de supervivencia (superior al 80 %) las cuales están relacionadas con las condiciones fisicoquímicas del agua. Los datos de temperatura, intensidad de luz y oxígeno se encontraron en el rango ideal para la supervivencia de esta especie (Sutherland y Ritchie, 2004).

## **Supervivencia**

Debido a las condiciones donde se encontraban los fragmentos en la guardería (suspendidos en la columna de agua), se presentó una supervivencia mayor con respecto a la fase de trasplante, ya que la competencia por sustrato fue mayor en el medio natural. Una vez los corales entran en contacto con el sustrato empiezan a competir por espacio con los demás organismos presentes en el arrecife de tal forma que empiezan a invertir la energía en competencia y se estanca el crecimiento volviéndose susceptibles a liberar las zooxantelas. Otro factor determinante fue una menor incidencia de depredadores sobre los fragmentos (Chamberland et al., 2015; Hernández-Zárate et al., 2011; Villanueva et al., 2012). Al estar estos colgados en las estructuras, la competencia por sustrato y exposición a agentes bentónicos causantes de mortalidad parcial o total, fue mucho menor (Meesters et al. 1996), permitiendo que los corales invirtieran mayor energía en su crecimiento reflejado en el buen estado de salud de las colonias.

La pérdida de fragmentos en las estructuras en la fase de guardería estuvo determinada principalmente por factores ambientales e intrínsecos de *A. palmata*. Es importante considerar que el proceso de fragmentación no está exento de afectar la supervivencia y la calcificación las colonias madres y los pequeños fragmentos nuevos (Clark y Edwards, 1995; Edwards, 2010; Lirman et al., 2010; Rinkevich y Loya, 1983).

Dado el régimen climático característico del PNNCRSB, se puede inferir que durante la fase de guardería y trasplante la disminución de la supervivencia responde principalmente al incremento de la temperatura superficial del mar, ya que existe una relación inversamente proporcional entre esta y el crecimiento. El rango óptimo de temperatura para la supervivencia de los corales oscila entre 26 y 29 °C (Hoegh-Guldberg et al., 2007; Hoegh-Guldberg, 1999), rango dentro del cual se reportaron los datos de la época seca para el presente estudio. En la época lluviosa se presentó un aumento en la temperatura y

variaciones en la intensidad de luz, lo cual podría explicar la disminución progresiva de la supervivencia de los fragmentos en guardería y los trasplantados al medio natural.

Cuando existen causas de mortalidad se disminuye el tamaño de las colonias y afecta las reservas de energía. La mortalidad parcial y total observada se presentó a causada por depredadores naturales como el gasterópodo *Coralliophila* y el poliqueto *Hermodice carunculata* (Brawley y Adey, 1982; Bruckner y Bruckner, 2001; Bellwood et al., 2004; del Monaco et al., 2011; Bowden-Kerby y Carne, 2012). A la vez se observó pérdida de tejido por mordiscos del pez *Stegastes planifrons* con el fin de generar espacios para que crezcan las algas de las que se alimenta (Delgadillo-Garzon y Zapata-Ramirez, 2009; Reyes et al., 2010).

Los fragmentos trasplantados sufrieron competencia con las colonias de corales y esponjas locales. Algunos de estos mostraron la presencia de signos de mortalidad descritos en eventos de blanqueamiento durante el periodo donde la temperatura superficial del mar aumento lo cual incrementa la presencia de patógenos (Westmacott et al., 2000; Gil-Agudelo et al., 2009; Petersen et al., 2006) . El contacto con las macroalgas significó un fuerte estrés para los trasplante ya que durante todos los muestreos se observó recubrimiento y contacto con algas principalmente del género *Dictyota* mas precisamente en la época lluviosa que coincide con el periodo de mayor dominancia de algas para el PNNCRSB (Díaz et al., 2000; Garzón-Ferreira et al., 2004; Rodríguez, 2007; Gómez-Cubillos et al., 2015). En muchas ocasiones las algas bentónicas compiten con los corales a través de diferentes mecanismos como el sombreado, asfixia, recubrimiento, abrasión y alteraciones químicas alelopáticas (Chalker y Taylor, 1978; Navas et al., 1998; De la Cruz et al., 2014; Toh et al., 2013).

La mortalidad parcial y total puede estar asociada a factores externos tales como fuentes abióticas y características climáticas generales del sitio de trasplante. Durante la época

lluviosa se da el 70 % de la precipitación lo cual disminuye la salinidad y la intensidad de luz que se puede utilizar ( Bruckner y Bruckner, 2001; Bellwood et al., 2004; Delgadillo-Garzon y Zapata-Ramirez, 2009). Durante el 2014 al 2015 se desarrolló un fenómeno climático El Niño que en Caribe se caracterizó por anomalías en la precipitación provocando una intensa sequía y aumentando la temperatura superficial del mar (IDEAM, 2016).

Debido a la presencia de lluvias al interior del país y la disminución de la salinidad por las aguas provenientes del Canal de Dique, más la suma de fenómeno de El Niño se presentó un inusual aumento de la temperatura superficial del mar que llego casi a los 31 °C manteniéndose en 29 °C durante el estudio. La mayoría de veces cuando se reportan temperaturas mayores a 30 °C se registran eventos del blanqueamiento coralino en lugares del Caribe. Entre el 2014 y 2015 se presentó el mayor evento de blanqueamiento coralino reportado en varias zonas del mundo (García et al., 1995, 1996; Garzón-Ferreira et al., 2004; Delgadillo-Garzón y Zapata-Ramirez, 2009; Guest et al., 2011; Bernal-sotelo y Acosta, 2012; NOAA, 2016; IDEAM, 2016). Las altas tasas de sedimentación pudieron representar una fuente de mortalidad directa de los trasplantes (Henao-Castro, 2013).

Sin embargo, a pesar de los eventos climáticos reportados durante los años del estudio, la supervivencia de los fragmentos criados en guardería y los trasplantados al medio natural fue mayor a otros estudios encontrados para el Caribe (Bruckner y Bruckner, 2001; Miller y Williams, 2008; Forrester et al., 2011; Murillo, 2012; Carrillo, 2012; Garcia, 2013 Williams et al., 2014; Forrester et al., 2014).

## **Estado de salud**

La presencia de sustrato libre dentro de la estructura tipo árbol de la guardería (tubos de PVC y fibra de vidrio, nylons y etiquetas plásticas) fue donde se presentó la mayor interacción entre las algas y los fragmentos de coral, compitiendo entre ellos por el sustrato.

Cuando existe una mayor disponibilidad de nutrientes y ausencia de herbívoros, aumenta la colonización de macroalgas y esponjas en el sustrato libre. Uno de los principales factores para tener en cuenta en la selección de sitios para guardería y trasplante de corales es la presencia de peces herbívoros (De la Cruz et al., 2014; Shaish et al., 2010; Shaish et al., 2008).

Las guarderías verticales (colgaderos-cuerda) tienen la ventaja que ofrecen una área mínima de sustrato libre en comparación con las tipo bandeja a media agua (Johnson et al., 2011; Nedimyer et al., 2011). Las guarderías tipo árbol son mucho más eficientes por sus características, entre las cuales se destacan el mejor uso de la columna vertical de agua que reduce la fricción y el equilibrio de la distribución de peso de manera más uniforme, lo cual reduce significativamente la fricción y es mucho menos susceptible a daños por la acción del oleaje. Dentro de las guarderías instaladas en el CEINER se cuenta con los dos tipos de guarderías, donde se puede evidenciar mayor crecimiento en la estructura tipo árbol, debido al movimiento con el flujo de las mareas y la energía de onda también mantiene la estructura intacta. Se observó a su vez el bajo impacto en los hábitats del fondo marino, como los pastos marinos y bancos de coral. Esta estructura permitió realizar un mantenimiento mejor ya que puede mover fácilmente por una persona y es posible regular la altura. Pueden estar más elevadas o cercanas al sustrato para (i) obtener más/menos luz solar, (ii) reducir la acción y energía de las olas y (iii) la exposición a la temperatura durante las variaciones estacionales (Edwards et al., 2010; Nedimyer et al., 2011; Schopmeyer et al., 2006). Con los resultados encontrados los corales presentan un aumento de las tasas

de crecimiento debido al aumento en el flujo de agua y a su vez hay menor mortalidad por enfermedad y depredadores bentónicos, como los caracoles, gusanos y peces damisela.

El palidecimiento afecta la sensibilidad de los organismos simbios o zooxanteles causando daño a las células que realizan la fotosíntesis, proceso esencial para el crecimiento de estos organismos clonales (Hoegh-Guldberg, 1999; Solano et al., 1993; Williams et al., 2014). Se presentaron algunos fragmentos con señales de palidecimiento, pero lograron recuperarse y volver a su estado normal. Esto revela que los corales están en capacidad de retener hasta un 10 % de zooxantelas, las cuales empiezan a migrar desde las áreas más pobladas y saludables hasta las menos pobladas y palidecidas (Chamberland et al., 2015; Hoegh-Guldberg, 1999; Kružić et al., 2008; Wild et al., 2011).

### **Crecimiento lineal**

Los valores obtenidos para el crecimiento promedio lineal ( $0,66 \pm 0,94 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$ ) son inferiores a los reportados por Carillo (2012) de  $1,57 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$  y superan lo encontrado por Murillo (2012) y García (2013) de  $0,13 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$  en guarderías a media agua en el PNN Tayrona, así como la tasa de crecimiento natural que ha sido reportada para la especie en el PNN Tayrona ( $0,46 \pm 0,02 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$  por Hernández-Zárate et al. (2011)). Lo anterior confirma que esta especie no solo está creciendo rápidamente en este tipo de cultivo, si no que crecen con unas mayores tasas que las colonias en el medio natural.

En la literatura son muy pocos los datos que existen con respecto a las tasas de crecimiento de *A. palmata* en trasplante. Las tasas de crecimiento lineal de este estudio ( $7,9 \pm 11,3 \text{ cm} \cdot \text{año}^{-1}$ ) son superiores a lo encontrado en las Islas Vírgenes ( $4,7\text{-}10 \text{ cm} \cdot \text{año}^{-1}$  por Gladfelter et al., 1978 y  $4,0\text{-}11,0 \text{ cm} \cdot \text{año}^{-1}$  por Rogers et al., 1982), las Antillas holandesas ( $8,8 \text{ cm} \cdot \text{año}^{-1}$  por Bak, 1983), el Parque Nacional Natural Corales del Rosario en el Caribe colombiano ( $4,4 \text{ cm} \cdot \text{año}^{-1}$  por, García et al., 1995) y el Parques Parque Natural Tayrona

(0,24-5,40 cm×año<sup>-1</sup> por, Oviedo, 2011). Algunos estudios sobre el crecimiento de *A. palmata*, calcularon las tasas para los primeros cuatro meses, que fue cuando se presentaron las tasas máximas en este estudio, pero el crecimiento tiende a disminuir a medida que aumenta la edad del coral, independientemente de su tamaño inicial (Bellwood et al., 2004; Forrester et al., 2011; Forrester et al., 2014; Rogers et al., 1982).

Colonias de menor tamaño o sexualmente inmaduras crecen mucho más rápido que las grandes en la época reproductiva, con altas tasas de crecimiento (Rinkevich y Loya, 1983; Wild et al., 2011). Los resultados obtenidos demuestran que el tamaño de los fragmentos aumentó durante todo tiempo del estudio, tanto en la fase de guardería como en la fase de trasplante, lo que indica que tienen todas las características bióticas para poder ser colonias sexualmente maduras y con la posibilidad de desovar.

Por el contrario las bajas tasas de crecimiento pueden verse relacionadas con el incremento de la sedimentación que es característico de la época lluviosa, lo cual representa una condición de estrés para *A. palmata*, por tal razón invierte la mayor parte de su energía en que en producción de mucus (Hoegh-Guldberg, 1999). A su vez esta especie tiene una baja capacidad de resistencia a condiciones de turbidez, así como a enfermedades potencialmente mortales (Henao-Castro et al., 2015; Henao-Castro, 2013), esto se relaciona con el hecho de que los corales con altas tasas de crecimiento como *A. palmata* exhiben una reducida capacidad para aclimatarse en comparación con los corales que presentan bajas tasas de crecimiento, que pueden aclimatarse más rápidamente (Crabbe, 2007; Forrester et al., 2011; Rogers et al., 1982). Con los fragmentos cultivados se evidencio un buen crecimiento al igual que los trasplantados al medio natural, ya que el estudio se realizó en dos años donde la intensidad de lluvias fue menor evidenciando blanqueamiento en las épocas donde la temperatura del agua aumento.

## Volumen ecológico

La fase inicial del crecimiento de los fragmentos de *A. palmata* se caracteriza por que la tasa de crecimiento vertical se reduce mientras aumenta la tasa de crecimiento lateral y se incrementa el volumen ecológico (Burke et al., 2004; Levy et al., 2010; Shaish et al., 2010). Hasta el día 409 de la fase de trasplante se presentó un aumento en el crecimiento debido a que los fragmentos cambiaron su posición con respecto al volumen que ocupan en el ecosistema debido a que ya no estaban suspendidos en el agua sino fijos en el sustrato. Posteriormente se evidenció una disminución debido a que los corales empiezan a invertir su energía en fijación mas no en crecimiento y de esta manera se presentaron oscilaciones hasta que los fragmentos se fijaron completamente. Se percibe una tendencia de la constatación de crecimiento a aumentar reportando los valores más altos en los días 457, 577 y 717 con  $k = 0,13$ ,  $0,08$  y  $0,12$  respectivamente.

Al comparar los datos obtenidos con los valores registrados por Murillo (2012), Carrillo (2012) y García (2013) se infiere que en términos de crecimiento coralino, la implementación de guardería a media agua es exitosa. Estos son los únicos resultados comparables con investigaciones realizadas en el Caribe, debido a que el volumen ecológico es la medida que mejor refleja la tridimensionalidad de los fragmentos en el ecosistema. En la actualidad hasta ahora se está empezando a implementar esta variable para medir el crecimiento de corales, por esta razón no es posible realizar comparaciones con estudios similares que se hayan desarrollado.

Debido al gran vacío de información para el Caribe, se observa un gran avance en ensayos pilotos de restauración coralina. Los estudios realizados por Clark y Edwards (1995) y Bowden-Kerby (1997), mencionan que las colonias grandes son producto de fragmentos relativamente pequeños al pasar tres años de cultivo, lo cual se interpreta como un gran logro para las guarderías de coral a media agua ya que reducen la mortalidad, entre otros aspectos. Los datos registrados en el presente estudio también provienen de fragmentos



pequeños que provenían de los cultivos de guarderías de coral con varias técnicas dentro del CEINER. Los sistemas de cultivo deben semejar las características propias de las colonias donantes en cuanto a profundidades y calidad del agua con el fin de realizar un proceso de aclimatación óptimo, como se realizó con las estructuras tipo árbol y el sitio donde se instaló la guardería. Es muy importante considerar que las condiciones ambientales no son estáticas, y que calidad del agua circundante es un aspecto vital en el buen desarrollo de los corales, siendo clave su monitoreo (Edwards, 2010).

Más del 70% de los fragmentos de *A. palmata* que sobrevivieron hasta el final del periodo de estudio, dejando varias lecciones para implementar en acciones de restauración de corales. Los tiempos y procesos de regeneración y crecimiento coinciden con los observados en el Caribe (Rogers et al., 1982; Bak, 1983; García et al., 1995; Ortiz-Prosper et al., 2001; Soong y Chen, 2003; Epstein et al., 2003; Bowden-Kerby y Carne, 2012), por tal razón es posible decir que las colonias de *A. palmata* cultivadas y trasplantas pueden generar nuevas colonias sin sufrir mortalidad ocasionada por las disminución de cobertura de esta especie en el Archipiélago del Rosario (Rogers et al., 1982; Clark y Edwards, 1995; García et al., 1996; Lirman, 2000; Oviedo, 2011; Lirman et al., 2010).

Debido a que no se perdieron fragmentos con la técnica de amarre y trasplante utilizada, se puede aseverar que es un método fácil, económico y efectivo para asegurar los fragmentos al nuevo sustrato, previniendo su pérdida (Clark y Edwards, 1995; Jaap, 2000; Lirman, 2000; Bruckner y Bruckner, 2001; Ortiz-Prosper et al., 2001; Bowden-Kerby y Carne, 2012). La técnica de fragmentación y siembra utilizada pareció no causar estrés en los trasplantes, ya que se pudo observar la rápida recuperación de los fragmentos y la manera como estos empezaron a cubrir la superficie de corte con tejido vivo y sustrato nuevo.

Se logró evidenciar que las tasas más altas de crecimiento se presentaron durante los primeros meses de muestreo tanto en la guardería como en el trasplante, más del 50% de los fragmentos se fijaron con la masilla epóxica y por lo menos a un 20% fue necesario

asegurarlos con abrazaderas plásticas, debido a las fuertes corrientes que no permitieron la fijación de estos y un 20% murieron una vez ya se habían fijado debido a la competencia por sustrato con otras especie del arrecife. Una vez los fragmentos se fijaron al sustrato se consideran nuevos reclutas de coral (Johnson et al., 2011; Lirman, 2000).

La recuperación y crecimiento que se observó en el presente estudio se dio en menor tiempo que lo encontrado en Puerto Rico por Bruckner y Bruckner (2001) en fragmentos generados por el hundimiento de un barco (después de dos años el 11 % los fragmentos cubrieron completamente el alambre y sólo el 10 % se fijó exitosamente a esqueletos de *A. palmata*).

Las colonias trasplantadas de corales ramificados mueren más rápido que los corales masivos los cuales tiene una mayor supervivencia (Clark y Edwards, 1995; Dizon et al., 2008; Guest et al., 2011). *A. palmata* crece de forma aplanada y tiende a formas platos, tienen una tasa de mortalidad más alta que las formas ramificadas cilíndricas como *A. cervicornis* (Clark y Edwards, 1995). Los corales con altas tasas de crecimiento como los *acropóridos* tienen una baja capacidad para aclimatarse en comparación con corales que tiene tasas de crecimiento menor como *Orbicella* o *Siderastrea* que pueden aclimatarse rápidamente (Burke et al., 2004).

En el PNNCSRB se evidencian bajas tasas de supervivencia en estudios realizados por García y colaboradores (1996). En las Islas Malvidas, Clark y Edwards (1995) reportaron mortalidad alta durante los primeros meses. En Puerto Rico Bowden-Kerby (2001) para *A. cervicornis* observaron las menores supervivencias de los fragmentos en los trasplantes lo cual se le atribuye a fuentes de estrés y superficies de corte, lo cual concuerda con los resultados encontrados en el sitio de trasplante, donde la supervivencia fue menor.

Según Oviedo (2011) los trasplantes realizados de *A. palmata* en el PNNT provenientes de bahía Chengue sobrevivieron por más tiempo y perdieron menos tejido que los de la bahía de Gayraca, especialmente aquellos sembrados en época lluviosa. Al parecer los

fragmentos provenientes de la bahía de Gayraca murieron en un comienzo por factores intrínsecos asociados a la adaptación a determinadas condiciones ambientales (Jaap, 2000; Burke et al., 2004; Dizon et al., 2008; Guest et al., 2011; Hernández-Zárate et al., 2011; Bowden-Kerby y Carne, 2012).

Las colonias madres se encuentran adaptadas a condiciones ambientales propias de cada sitio, lo que interfiere muchas veces en el crecimiento y la supervivencia de los trasplantes, pero donde la calidad de agua es buena los trasplantes tienden a sobrevivir (Clark y Edwards, 1995; Edwards, 2010). El sitio de trasplante donde se ubicaron los fragmentos marcados con la letra B por ejemplo, tiene una menor cobertura de coral y mayor cobertura de algas, por lo cual se puede atribuir la mortalidad en su totalidad de este grupo de fragmentos a un gradiente ambiental de sedimentación por influencia de descargas continentales y la capacidad de las algas de atrapar sedimentos (Fabricius, 2005).

En poblaciones de *A. palmata* del Caribe, las colonias separadas por sólo unas decenas de metros dentro de los arrecifes hasta por kilómetros entre arrecifes muestran patrones marcadamente diferentes en el éxito de la reproducción asexual a través de la fragmentación (Baums, 2008; Griffin et al., 2012). Por esta razón se decidió realizar las siembra de coral con los fragmentos de diferentes colonias madres, todo con el fin de incrementar la probabilidad de fecundidad en eventos de reproducción.

Los trasplantes realizados en este estudio generaron un aumento de la cobertura de coral vivo de *A. palmata*, lo cual concuerda con lo reportado para otras zonas del Caribe (Bowden-Kerby y Carne, 2012; Clark y Edwards, 1995; Edwards, 2010; Epstein et al., 2001; Forrester et al., 2011; Herlan y Lirman, 2008; Ortiz-Prosper et al., 2001; Soong y Chen, 2003). En varias investigaciones (Bak, 1983; Bruckner y Bruckner, 2001; Rogers et al., 1982; Williams et al., 2014) se observa una relación entre el tamaño (longitud y/o área de tejido vivo) inicial y la supervivencia o el crecimiento de *A. palmata*; sin embargo, en este estudio no se encontró que el área de tejido vivo inicial influyera en el crecimiento.

Los organismos modulares invierten grandes cantidades de energía y recursos para su reproducción, colonias grandes de algunas especies invierten más energía en reproducción que en crecimiento. En el caso de colonias pequeñas y fragmentos, como los de *A. palmata*, concentran la energía en crecimiento y aumentan la habilidad de fijarse rápidamente al sustrato (Bellwood et al., 2004; Bruckner y Bruckner, 2001; Forrester et al., 2011; Schopmeyer et al., 2006). La talla inicial de los fragmentos para la fase de trasplante y guardería en este estudio es ideal ya que la talla no afectó el crecimiento.

La propagación de corales vía reproducción asexual en guardería a media agua demostró que es una técnica que presenta una alta supervivencia y crecimiento en comparación al medio natural y genera a su vez un gran número de corales de un tamaño adecuado para sobrevivir y crecer exitosamente en un sitio determinado a restaurar (Clark y Edwards, 1995; Edwards, 2010). La problemática radica en que los fragmentos van a contener la misma información genética, es decir el *pool* genético se reduce en el arrecife. Para aumentar la heterogeneidad genética de esta especie en el presente estudio se tomaron colonias madres muy lejanas dentro del PNNCRSB, lo que aumenta la posibilidad que se presenten diferentes genotipos y al ser trasplantados en un mismo sitio es probable que aumente la diversidad genotípica, es decir, en un evento de blanqueamiento o enfermedad no todos los corales trasplantados podrían verse afectados (Edwards y Gomez, 2007; Omori, 2011; Rinkevich, 2005). Actualmente se ha identificado la falencia de conocer genéticamente las poblaciones de *acropóridos* del Caribe por lo cual continuamente a este proyecto se adelantan investigaciones con el fin de evaluar genéticamente colonias de *A. palmata* para tener en cuenta la genética poblacional de esta especie a la hora de trasplantar colonias luego de ser cultivadas (Bruckner y Bruckner, 2001; Forrester et al., 2011; Forrester et al., 2013; Hemond et al., 2014; Williams et al., 2014).

Con el fin de maximizar las tasas de supervivencia y crecimiento de especies de corales en las áreas arrecifales degradadas se deben combinar técnicas de propagación sexual y

asexual con el fin de incrementar la probabilidad de obtener un gran número de colonias con heterogeneidad genética. Lo anterior permitirá devolver al arrecifes fragmentos más grandes y sanos que tendrán la capacidad de resistir a condiciones adversas en un arrecifes degradado, y a largo plazo tendrán la capacidad de adaptarse a las condiciones de cambio climático y logra su reproducción sexual (Bongiorni et al., 2003; Edwards, 2010; Rinkevich, 2005).

## 10. CONCLUSIONES

Los resultados sugieren la implementación de proyectos de restauración de corales como una estrategia viable para maximizar la supervivencia y el crecimiento coralino.

El éxito del cultivo de fragmentos en guarderías a media agua y trasplante al medio natural radicó principalmente en el seguimiento y mantenimiento durante todo el proceso. La eliminación de organismos competidores como algas e invertebrados erodadores fue fundamental para optimizar el crecimiento y la supervivencia en el proceso de restauración arrecifal.

Las altas tasas de supervivencia y crecimiento encontradas superan las tasas naturales para *A. palmata* lo cual demuestra que el cultivo en guardería (*coral tree*) y trasplante (masilla epoxica y abrazaderas plásticas) tienen un buen potencial para el cultivo y trasplante de esta especie con fines de restauración. La propagación y cría realizada a través de este proyecto propicia una mayor supervivencia de esta especie.

Se demuestra un éxito de fijación de los trasplantes debido al mínimo desprendimiento encontrado, lo que sugiere que el uso de masilla epóxica y abrazaderas plásticas en sustrato de esqueletos de *A. palmata* son adecuados para una buena fijación en proyectos de restauración a gran escala.

El mantenimiento propicia una mayor supervivencia y crecimiento lo que incrementa las posibilidades de éxito de un proceso de repoblamiento coralino.

Con este proyecto piloto se contribuye a avanzar en métodos para la recuperación de los arrecifes coralinos, pero es importante mencionar que la restauración completa de este

ecosistema tomara muchos años. Es así como para alcanzar un adecuado proceso de restauración se necesita que estos métodos estén acompañados de medidas pasivas de restauración como un complemento al implementar actividades de restauración de corales dentro de las áreas marina protegidas.

La metodología implementada puede ser considerada viable y exitosa para iniciar proceso de restauración activa en el PNNCRSB y a gran escala en las formaciones coralinas del Caribe, si están son estandarizadas se podrán general colonia nuevas de coral, crear habitas para otras especies, preservar la biodiversidad, reducir el impacto de actividades, promover el turismo y proveer bienes y servicios que brinda este ecosistema.

De manera general los resultados obtenidos confirman que la baja mortalidad de fragmentos a lo largo de tiempo y las altas tasas de crecimiento superan los datos encontrados para otros estudios y medio natural. El crecimiento acelerado de fragmentos pequeños a diferencia de lo reportado por otros autores, la colonización de otros organismos arrecifales (peces, langostas, calamares, serpientes y morenas) a las zonas de cultivo y trasplantes, son la evidencia de un efectivo proceso de restauración a través de esta estrategia. El éxito final del proyecto depende del continuo cultivo y mantenimiento de fragmentos de esta y otras especies de corales amenazadas dentro de PNNCRSB, aun así como la supervivencia de los fragmentos en el periodo de cría y su posterior trasplante al medio natural.

## 11. RECOMENDACIONES

Es recomendable que el tiempo de cultivo en guardería de los fragmentos se reduzca a 8 meses, con el fin de evitar que los fragmentos que se van a trasplantar presenten afectaciones tales como mortalidad parcial y sobrecrecimiento por parte de organismos competidores.

El uso de masilla époxica marina y abrazaderas plásticas es una buena metodología de trasplante, sin embargo en el caso de *A. palmata* es recomendable aplicarlo en sitios que se encuentren protegidos a la acción de oleaje y que la profundidad no supere los 6 m. Se considera importante utilizar diferentes materiales de adhesión como cemento marino, alambres, etc., los cuales reducen el costo de inversión para restaurar a gran escala los ecosistemas arrecifales.

El bajo porcentaje de desprendimiento de los fragmentos indica que la técnica utilizada es efectiva, fácil y económica. Gracias a la excelente recuperación de las colonias donantes y fragmentos durante los primeros meses, cuando el crecimiento no se vio afectado por el tejido vivo inicial. La metodología propuesta puede servir como una herramienta para estabilizar y potencializar la recuperación de fragmentos naturales.

La siembra puede ser de manera vertical mediante pegantes o bases de soporte con el fin de no sacrificar uno de los lados con los pólipos, ya que quedaría fijos donde el tejido coralino empieza a crecer hacia la base y recubre el sustrato. Es muy importante incluir acciones periódicas de limpieza y remoción de competidores al rededor del fragmento, previo (cultivo en guarderías) y posterior al trasplantes.

Con el fin de disminuir al máximo las fuentes de mortalidad de tejido vivo se recomienda (i) evitar sembrar sobre esqueletos de coral que tengan esponjas excavadoras o especies de



invertebrados que ya habiten en el sustrato y (ii) separar lo más que se pueda el fragmento del sustrato para que no tenga que competir durante el periodo de recuperación, aunque no se fije al sustrato inmediatamente.

Los fragmentos de *A. palmata* con objetivos de restauración se recomienda que provengan del mismo sitio o entre sitios de características similares a donde se encuentran las colonias madres, en términos de dinámica, profundidad y transparencia con el fin de mantener las condiciones a la que los *genets* están intrínsecamente adaptados.

Es muy importante realizar las siembras a comienzos de la época seca, con el fin de evitar que el periodo de recuperación de los trasplantes coincida con la mayor dominancia de algas y las condiciones desfavorables de calidad de agua durante la época de lluvia.

Los esfuerzos con fines de restauración de arrecifes coralinos deben realizarse conjuntamente con acciones tendientes a disminuir las fuentes de perturbación, desarrollándose en áreas de altas densidad de herbívoros para que controlen la abundancia de macroalgas.

Es importante la implementación de acciones de seguimiento y monitoreo que abarquen tanto las variables bióticas (crecimiento lineal, volumen ecológico y supervivencia) como abióticas (salinidad, temperatura, intensidad de luz y oxígeno) de guarderías a media agua y trasplantes, con el fin de analizar y evaluar continuamente el estado del ecosistema de arrecifes de coral y sus especies asociadas.

Se recomienda continuar la evaluación de la respuesta de *A. palmata* dentro del cultivo en guarderías a media agua y trasplante al medio natural por un periodo mayor para poder mostrar de manera más clara su tendencia de crecimiento en fusión de los diferentes eventos ambientales en el tiempo.

Es aconsejable evaluar la relación que existe entre el tamaño y la supervivencia con el fin de estandarizar las mediciones y disminuir la mortalidad tanto en guardería como en el trasplante.

Dentro de los parques nacionales naturales marinos es una obligación incluir el componente científico y social a los proyectos con propósitos de restauración de corales, debido a la necesidad de conservar especies en peligro, y la importancia de proteger los bienes y servicios que brindan este tipo de ecosistemas.

## 12. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, A., Dueñas, L. y Pizarro, V. (2011). Review on hard coral recruitment (Cnidaria: Scleractinia) in Colombia. *Universitas Scientiarum*, 16(3), 200–218.
- Alvarado, E., Pizarro, V., Carrillo, V. y Gonzalez, C. (2010). Estado de conservación y patrones demográficos de especies de coral amenazadas de las familias Acroporidae , Mussidae y Faviidae en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Colombia). *Universidad Jorge Tadeo Lozano. Direccion de investigación, creatividad e innovación. Resultados de Investigación*, 3(8), 18.
- Alviar, M. (2012). Éxito reproductivo in situ e in vitro de las especies de coral *Montastraea annularis* y *Montastraea faveolata*, en Isla Grande, Parque Nacional Natural los Corales del Rosario y de San Bernardo, Colombia. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. 72 p.
- Bak, R. (1983). Neoplasia, regeneration and growth in the reef-building coral *Acropora palmata*. *Marine Biology*, 77, 221–227.
- Baums, I. B. (2008). A synopsis of coral restoration genetics. En Leewis and M. Janse (dir.), *Advances in Coral Husbandry in Public Aquariums* (vol. 2, p. 335–338).
- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C. y Nystro, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429, 827–833.
- Bernal-sotelo, K. y Acosta, A. (2012). The relationship between physical and biological habitat conditions and hermatypic coral recruits abundance within insular reefs (Colombian Caribbean). *Rev. Biol. Trop.*, 60, 995–1014.
- Bongiorni, L., Shafir, S., Angel, D. y Rinkevich, B. (2003). Survival, growth and gonad development of two hermatypic corals subjected to in situ fish-farm nutrient enrichment. *Marine Ecology Progress Series*, 253, 137–144.

- Bowden-Kerby, A. (1997). Coral transplantation in sheltered habitats using unattached fragments and cultured colonies. *Proc. 8th. Int. Coral. Reef. Symp.*, Panamá, Vol. 2: 2063-2068.
- Bowden-Kerby, A. (2001). Low-tech coral reef restoration methods modeled after natural fragmentation processes. *Bull. Mar. Sci.* 69, 915–931.
- Bowden-Kerby, A. y Carne, L. (2012). Thermal Tolerance as a factor in Caribbean Acropora Restoration. En *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, 9-13 July 2012* (vol. 2006). Cairns, Australia.
- Brawley, S. H. y Adey, W. H. (1982). Coralliophila Abbreviata : a significant Corallivore. *Bolletín of Marine Science*, 32(2), 595–599.
- Bruckner, A. W. y Bruckner, R. J. (2001). Condition of restored Acropora palmata fragments off Mona Island, Puerto Rico, 2 years after the Fortuna Reefer ship grounding. *Coral Reefs*, 20(3), 235–243.
- Burke, L., Maidens, J., Spalding, M., Kramer, P., Green, E., Greenhalgh, S. y Kool, J. (2004). *Reefs at Risk in the Caribbean* (editado por W. R. Institute). Washinton D.C.
- Carrillo, V. (2012). *Estudio preliminar de estrategias para la restauracion de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano*. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. 118 p.
- Cendales, M. H., Zea, S. y Díaz, J. M. (2002). Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las islas del rosario e isla barú (Mar Caribe, Colombia). *Revi. Acad. Colomb. Cienc.*, 26(101), 497–510.
- Chalker, B. E. y Taylor, D. L. (1978). Rhythmic Variations in Calcification and Photosynthesis Associated with the Coral Acropora cervicornis (Lamarck). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 201, 179–189.
- Chamberland, V. F., Vermeij, M. J. A., Brittsan, M., Carl, M., Schick, M., Snowden, S. y Petersen, D. (2015). Restoration of critically endangered elkhorn coral (Acropora palmata) populations using larvae reared from wild-caught gametes. *Global Ecology and Conservation*, 4(November), 526–537.

- Clark, S. y Edwards, A. (1995). Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldivian Islands. *Coral Reefs*, 14, 201–213.
- Crabbe, M. J. C. (2007). Global warming and coral reefs: modelling the effect of temperature on *Acropora palmata* colony growth. *Computational biology and chemistry*, 31, 294–297.
- De la Cruz, D. W., Villanueva, R. D. y Baria, M. V. B. (2014). Community-based, low-tech method of restoring a lost tract of *Acropora* corals. *Journal of Marine Science*, 71(7), 1866–1875.
- Del Monaco, C., Noriega, N. y Narciso, S. (2011). Note on density and predation rate of *Coralliophila abbreviata* and *Coralliophila caribaea* on juvenile colonies of *Acropora palmata* in a deteriorated coral reef of Cayo Sombrero, Morrocoy National Park, Venezuela. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39(1), 161–166.
- Delgadillo-Garzon, O. y Zapata-Ramirez, P. (2009). Evaluación rápida de peces arrecifales y su relación con la estructura del sustrato en las islas del Rosario, área marina protegida del Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 33(127), 273–238.
- Diaz, J. M., Barrios, L. M., Cendales, M. H., Garzon-Ferreira, J., Geister, J., Lopez-Vistoria, M. y Zea, S. (2000). *Áreas Coralinas de Colombia* (editado por INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales No.5). Santa Marta.
- Dizon, R. M., Edwards, A. J. y Gomez, E. D. (2008). Comparison of three types of adhesives in attaching coral transplants to clam shell substrates. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(7), 1140–1148.
- Edwards, A. J. (2010). *Reef Rehabilitation manual* (Coral Reef). St Lucia, Australia : Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program.
- Edwards, A. J. y Gomez, E. D. (2007). *Reef Restoration Concepts and Guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty*. St Lucia, Australia.
- Epstein, N., Bak, R. P. M. y Rinkevich, B. (2001). Strategies for Gardening Denuded Coral Reef Areas: The Applicability of Using Different Types of Coral Material for Reef Restoration. *Restoration Ecology*, 9(4), 432–442.

- Epstein, N., Bak, R. P. M. y Rinkevich, B. (2003). Applying forest restoration principles to coral reef rehabilitation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 387–395.
- Forrester, G. E., Connell-rodwell, C. O., Baily, P., Forrester, L. M., Giovannini, S., Harmon, L. y Jarecki, L. (2011). Evaluating Methods for Transplanting Endangered Elkhorn Corals in the Virgin Islands. *Restoration Ecology*, 19(3), 299–306.
- Forrester, G. E., Ferguson, M. A., O’Connell-Rodwell, C. E. y Jarecki, L. L. (2014). Long-term survival and colony growth of *Acropora palmata* fragments transplanted by volunteers for restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1), 81–91.
- Forrester, G. E., Taylor, K., Schofield, S. y Maynard, A. (2013). Colony growth of corals transplanted for restoration depends on their site of origin and environmental factors. *Marine Ecology*, 34(2), 186–192.
- García, A. (2013). *Cría de fragmentos de fragmentos de Acropora palmata y Montastrea cavernosa en una guardería a media agua en la Bahía de Gairaca (Parque Nacional Natural Tayrona) como aproximación hacia la restauración coralina*. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. 37 p.
- García, R. del P., Alvarado, E. M. y Acosta, A. (1995). Regeneración de colonias y transplante de fragmentos de *Acropora palmata* (Cnidaria: Scleractinia) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*, 24, 5–21.
- García, R. del P., Alvarado, E. M. y Acosta, A. (1996). Growth of the coral *Acropora palmata* (Lamarck, 1886) in the Corales Del Rosario National Natural Park, Colombian Caribbean. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*, 25, 7–18.
- Garzón-Ferreira, J., Moreno-Bonilla, M. y Valderrama, J. M. (2004). Condición actual de las formaciones coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33(855), 117–136.

- Gil-Agudelo, D. L., Navas-Camacho, R., Rodríguez-Ramírez, A., Reyes- Nivia, M. C., Bejarano, S., Garzón-Ferreira, J. y Smith, G. W. (2009). Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos . *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 38(2), 189–224.
- Gómez-Cubillos, M., Licero, L., Perdomo, L., Rodríguez, J., Romero, D., Ballesteros-Contreras, D. y Ricaurte, C. (2015). *Portafolio: Áreas de arrecifes de coral, pastos marinos, playas de arena y manglares con potencial de restauración en Colombia*. Santa Marta. 79 p.
- Griffin, S., Spathias, H., Moore, T. D., Baums, I. B. y Griffin, B. A. (2012). Scaling up Acropora nurseries in the Caribbean and improving techniques. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*, (July), 9–13.
- Guest, J. R., Dizon, R. M., Edwards, A. J., Franco, C. y Gomez, E. D. (2011). How Quickly do Fragments of Coral “Self-Attach” after Transplantation? *Restoration Ecology*, 19(2), 234–242.
- Gutiérrez-Moreno, C., Marrugo, M., Lozano-Rivera, P., Sierra, P. y Andrade, C. (2011). *El Entorno Ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo* (editado por Esteban Zarza-Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo). Cartagena 416 p.
- Hemond, E., Kaluziak, S. y Vollmer, S. (2014). The genetics of colony form and function in Caribbean Acropora corals. *BMC genomics*, 15(1), 1133.
- Henao-Castro, A., González, N. C., Alvarado Ch, E. M. y Santamaría, J. (2015). Bacterias autótrofas y heterótrofas asociadas a nieve marina lodosa en arrecifes con escorrentía continental. *Universitas Scientiarum*, 20(1), 9–16.
- Henao-Castro, H. A. (2013). *Efectos de los aportes del Canal del Dique sobre el recultamiento de especies de coral en los arrecifes del Archipiélago Nuestra Señora del Rosario, Area Marina Protegida*. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. 125 p.
- Herlan, J. y Lirman, D. (2008). Development of a coral nursery program for the threatened coral Acropora cervicornis in Florida. *Proceedings of the 11th International Coral*

*Reef Symposium*, (24), 1244–1247.

- Hernández-Zárate, G., Lango-Reynoso, F., Del, M., Castañeda-Chávez, R., Zamora-Castro, J. E. y Maldonado-Hernández, J. R. (2011). Cultivo del coral cuerno de alce *Acropora palmata* en un sistema recirculado utilizando agua de mar sintética Culture of elkhorn coral *Acropora palmata* in a recirculating system using synthetic seawater. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 46(3), 477–482.
- Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research*, 50(8), 839–866.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, a J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E. y Hatziolos, M. E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science (New York, N.Y.)*, 318, 1737–1742.
- Jaap, W. C. (2000). Coral reef restoration. *Ecological Engineering*, 15, 345–364.
- Johnson, M., Lustic, E., Bartels, E., Baums, I., Gilliam, D., Learson, L., y Schopmeyer, S. (2011). *Caribbean Acropora Restoration Guide: Best Practices for Propagation and Population Enhancement* (The Nature). Arlington, VA.
- Kružić, P., Žuljević, A. y Nikolić, V. (2008). Spawning of the colonial coral *Cladocora caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia) in the Southern Adriatic Sea. *Coral Reefs*, 27(2), 337–341.
- Leal, M. C., Ferrier-Pagès, C., Petersen, D. y Osinga, R. (2016). Coral aquaculture: Applying scientific knowledge to ex situ production. *Reviews in Aquaculture*, 8(2).
- Levy, G., Shaish, L., Haim, A. y Rinkevich, B. (2010). Mid-water rope nursery—Testing design and performance of a novel reef restoration instrument. *Ecological Engineering*, 36(4), 560–569.
- Lirman, D. (2000). Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments, 251, 41–57.
- Lirman, D. y Schopmeyer, S. (2016). Ecological solutions to reef degradation: optimizing coral reef restoration in the Caribbean and Western Atlantic. *PeerJ*, 4, 1–19.
- Lirman, D., Thyberg, T., Herlan, J., Hill, C., Young-Lahiff, C., Schopmeyer, S. y Drury,



- C. (2010). Propagation of the threatened staghorn coral *Acropora cervicornis*: methods to minimize the impacts of fragment collection and maximize production. *Coral Reefs*, 29, 729–735.
- López-Victoria, M. y Díaz, J. M. (2000). Morfología y Estructura de las Formaciones Coralinas del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano.pdf. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*.
- Maragos, J. (1974). *Coral Trasplantation: A Method to create, preserve and Manage Coral Reefs*. Hawaii.
- Miller, M. W. y Williams, D. E. (2008). *Strategy to evaluate Acropora palmata outplant design*. Southeast Fisheries Science Center Report PRBD-2014-08
- Murillo, I. (2012). *Experimentos Iniciales para la restauracion de las especies Acropora cervicornis y A. palmata en el area arrecifal de playa del muerto (Parque Nacional Natural Tayrona)*. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano 36 p.
- Navas, G. R., Moreno-Forero, S. K., Solano, O. D. y Díaz-Pulido, G. (1998). Ensamblajes arrecifales epilíticos del coral *Acropora palmata* muerto, Isla grande, islas del rosario, caribe Colombiano. *Caribbean Journal of Science*, 34(1–2), 58–66.
- Nedimyer, K., Gaines, K. y Roach, S. (2011). Coral Tree Nursery © : An innovative approach to growing corals in an ocean-based field nursery. *Aquaculture, Aquarium, Conservation and Legislation International Journal of the Bioflux Society*, 4(4), 442–446.
- O'Donnell, K. E., Lohr, K. E., Bartels, E. y Patterson, J. T. (2017). Evaluation of staghorn coral (*Acropora cervicornis*, Lamarck 1816) production techniques in an ocean-based nursery with consideration of coral genotype. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 487, 53–58.
- Omori, M. y Fujiwara, S. (2004). Manual for restoration and remediation of coral reefs (Nature Con). Japon: Ministry of the Environment.
- Omori, M. (2011). Degradation and restoration of coral reefs: Experience in Okinawa, Japan. *Marine Biology Research*, 7(1), 3–12.

- Ortiz-Prosper, A., Bowden-kerby, A., Ruiz, H., Tirado, O., Cabán, A., Sanchez, G. y Crespo, J. C. (2001). Planting small massive corals on small artificial concrete reefs or dead coral heads. *Bulletin of Marine Science*, 69(2), 1047–1051.
- Oviedo, M. E. (2011). *Viabilidad de trasplantes de coral Cuerno de Alce Acropora palmata (Lamarck, 1816) en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano*. Universidad Nacional de Colombia.
- Petersen, D., Laterveer, M., Van Bergen, D., Hatta, M., Hebbinghaus, R., Janse, M., ... Schuhmacher, H. (2006). The application of sexual coral recruits for the sustainable management of ex situ populations in public aquariums to promote coral reef conservation — SECORE Project. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(2), 167–179.
- Petersen, D., Wietheger, A. y Laterveer, M. (2008). Influence of different food sources on the initial development of sexual recruits of reefbuilding corals in aquaculture. *Aquaculture*, 277(3–4), 174–178.
- Pineda, I., Martinez, A., Bedoya, D., Caparroso, P. y Rojas, J. (2006). *Plan de manejo Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo*. Cartagena.
- Pomeroy, R. S., Parks, J. E. y Balboa, C. M. (2006). Farming the reef: is aquaculture a solution for reducing fishing pressure on coral reefs? *Marine Policy*, 30, 111–130.
- Precht, W. F. (2006). *Coral reef restoration handbook*. CRC Press. United States of America. 366 pp.
- Reyes, J., Santodomingo, N. y Florez, P. (2010). Corales Escleractinios de Colombia. *Invemar Serie de Publicaciones Especiales*, 14, 246.
- Rinkevich, B. (2000). Steps towards the evaluation of coral reef restoration by using small branch fragments. *Marine Biology*, 136, 807–812.
- Rinkevich, B. (2005). Conservation of coral reefs through active restoration measures: recent approaches and last decade progress. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 4333–4342.
- Rinkevich, B. y Loya, Y. (1983). Short-term fate of photosynthetic products in a hermatypic coral. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 73, 175–

- Rodriguez, D. (2007). *Comunidades asociadas a las poblaciones de Acropora palmata y Acropora Cervicornis en el Área Marina Protegida (AMP) “Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo” (PNNCRSB)*. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. 93 p.
- Rogers, C. S., Suchanek, T. H. y Pecora, F. A. (1982). Effects of Hurricanes David and Frederic (1979) on shallow Acropora palmata reef communities: St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Bulletin of Marine Science*, 32(2), 532–548.
- SanJuan-Muñoz, A. (1995). Crecimiento, regeneración, sobrevivencia y reproducción del coral *Acropora cervicornis* (Scleractinia: Acroporidae) en el Parque Natural Nacional Corales del Rosario, Cartagena, Colombia. Trabajo de grado. Programa de Biología Marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 182 p.
- Schopmeyer, S. A., Lirman, D., Bartels, E., Byrne, J., Gilliam, D. S., Hunt, J., ... Walter, C. (2006). In Situ Coral Nurseries Serve as Genetic Repositories for Coral Reef Restoration after an Extreme Cold-Water Event. *Restoration Ecology*, 2006, 1–8.
- Shafir, S., Van Rijn, J. y Rinkevich, B. (2006). Steps in the construction of underwater coral nursery, an essential component in reef restoration acts. *Marine Biology*, 149, 679–687.
- Shaish, L., Levy, G., Gomez, E. y Rinkevich, B. (2008). Fixed and suspended coral nurseries in the Philippines : Establishing the first step in the “ gardening concept ” of reef restoration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*.
- Shaish, L., Levy, G., Katzir, G. y Rinkevich, B. (2010). Employing a highly fragmented, weedy coral species in reef restoration. *Ecological Engineering*, 36(10), 1424–1432.
- Solano, O., Navas, G. y Moreno-Forero, S. (1993). Blanqueamiento coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Caribe, Colombiano). *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betin*, 22, 97–111.
- Soong, K. y Chen, T. (2003). Coral Transplantation: Regeneration and Growth of Acropora Fragments in a Nursery. *Restoration Ecology*, 11(1), 62–71.

- Sutherland, K. P. y Ritchie, K. B. (2004). White Pox Disease of the Caribbean Elkhorn Coral, *Acropora palmata*. *Coral Health and Disease*, 289–300.
- Toh, T. C., Ng, C. S. L., Guest, J. y Chou, L. M. (2013). Grazers improve health of coral juveniles in ex situ mariculture. *Aquaculture*, 414–415, 288–293.
- Toh, T. C., Ng, C. S. L., Peh, J. W. K., Toh, K. Ben y Chou, L. M. (2014). Augmenting the post-transplantation growth and survivorship of juvenile scleractinian corals via nutritional enhancement. *PLOS ONE*, 9(6), 1–9.
- Tortolero-Langarica, J. J. A., Cupul-Magaña, A. L. y Rodríguez-Troncoso, A. P. (2014). Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. *Ocean & Coastal Management*, 96, 12–19.
- Villanueva, R. D., Baria, M. V. B. y De la Cruz, D. W. (2012). Growth and survivorship of juvenile corals outplanted to degraded reef areas in Bolinao-Anda Reef Complex, Philippines. *Marine Biology Research*, 8(9), 877–884.
- Westmacott, S., Teleki, K., Wells, S. y West, J. (2000). *Manejo de Arrecifes de Coral blanqueados o severamente dañados*. UICN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Wild, C., Hoegh-guldberg, O., Naumann, M. S., Colombo-Pallotta, M. F., Ateweberhan, M., Fitt, W. K. y Van Woesik, R. (2011). Climate change impedes scleractinian corals as primary reef ecosystem engineers. *Marine and Freshwater Research*, 62, 205–215.
- Williams, D. E. y Miller, M. W. (2010). Stabilization of Fragments to Enhance Asexual Recruitment in *Acropora Palmata*, a Threatened Caribbean Coral. *Restoration Ecology*, 18(S2), 446–451.
- Williams, D. E., Miller, M. W., Bright, A. J. y Pausch, R. E. (2014). *Quick Look Report: 2014 Acropora palmata Bleaching Event in the Upper Florida Keys Intro/Preface*.
- Zarza, E., Vargas, A., Londoño, L., Pacheco, A. y Duque, D. (2014). Ensayo preliminar de crecimiento de fragmentos del coral amenazado *Acropora cervicornis* en una guardería colgante y experiencia piloto de trasplante en el Parque Nacional Natural

Corales del Rosario y de San Bernardo , Caribe colombiano Preliminary trial. *Biota Colombiana*, 15, 102–113.

Zar, J.H. (2010). Biostatistical analysis. Upper Saddle River. N.J: Prentice-Hall/ Pearson.

### 13. ANEXOS

Anexo 1. Resultados de la prueba de la mediana de Mood ( $X^2$ ) para las variables de volumen ecológico, área y crecimiento lineal en la fase de guardería. Se presentan los resultados de homogeneidad de varianzas y normalidad para cada uno de los muestreos.

n	Variable	Muestreo	Prueba	Estadístico	P
45	Volumen ecológico	1	Shapiro-Wilk	0,65	<0,001
45		2		0,93	0,022
45		3		0,86	<0,001
45		4		0,84	0,002
180		Levene		13,39	<0,001
180		Mood		55,95	<0,001
45	Área	1	Shapiro-Wilk	0,38	<0,001
45		2		0,75	<0,001
45		3		0,91	0,002
45		4		0,96	0,193
182		Levene		10,92	<0,001
182		Mood		60,85	<0,001
45	Crecimiento Lineal	1	Shapiro-Wilk	0,96	0,280
45		2		0,96	0,270
45		3		0,93	0,019
45		4		0,76	<0,001
182		Levene		18,75	<0,001
182		Mood		9,07	0,028

Anexo 2. Resultados de la prueba de la mediana de Mood ( $X^2$ ) para las variables de volumen ecológico, área y crecimiento lineal en la fase de trasplante. Se presentan los resultados de homogeneidad de varianzas y normalidad para cada uno de los muestreos.

N	Variable	Muestreo	Prueba	Estadístico	P
45	Volumen ecológico	1	Shapiro-Wilk	0,95	0,152
45		2		0,80	<0,001
43		3		0,91	0,017
45		4		0,70	<0,001
36		5		0,86	0,001
36		6		0,85	<0,001
36		7		0,87	0,001
36		8		0,96	0,894
36		9		0,91	0,018
358		Levene		16,31	<0,001
358	Mood		55,20	<0,001	
36	Área	1	Shapiro-Wilk	0,60	<0,001
27		2		0,82	0,002
36		3		0,79	<0,001
36		4		0,83	<0,001
36		5		0,67	<0,001
36		6		0,73	<0,001
36		7		0,75	<0,001
36		8		0,82	<0,001
36		9		0,86	<0,001
315		Levene		26,67	<0,001
315	Mood		22,53	0,004	
50	Crecimiento Lineal	1	Shapiro-Wilk	0,84	0,008
50		2		0,79	<0,001
50		3		0,86	0,002
50		4		0,40	<0,001
50		5		0,86	0,002
50		6		0,71	<0,001
50		7		0,92	0,046

50	8	0,92	0,054
50	9	0,85	<0,001
450	Levene	5,85	<0,001
450	Mood	16,90	0,031

Anexo 3. Resultados de la prueba de Mood ( $X^2$ ) por parejas entre los muestreos realizados en la fase de guardería para cada variable biótica.

Variable	Pareja	Prueba	Estadístico	P
Volumen ecológico	1-2	Mood ( $X^2$ )	17,42	<0,001
	1-3		32,52	<0,001
	1-4		12,11	<0,001
	2-3		13,77	<0,001
	2-4		6,11	0,010*
	3-4		0,62	0,420*
Área	1-2		6,74	<0,001
	1-3		10,32	<0,001
	1-4		44,60	<0,001
	2-3		12,84	<0,001
	2-4		47,46	<0,001
	3-4		9,44	<0,001
Crecimiento Lineal	1-2		2,10	0,146*
	1-3		6,27	0,010
	1-4		3,33	0,067*
	2-3		1,63	0,201*
	2-4		2,76	0,096*
	3-4		2,15	0,141*



Anexo 4. Resultados de la prueba de Mood ( $X^2$ ) por parejas entre los muestreos realizados en la fase trasplante para cada variable biótica.

Variables		Volumen Ecológico		Área		Crecimiento Lineal	
Muestreo	Prueba	Estadístico	p	Estadístico	p	Estadístico	p
1-2	Mood ( $X^2$ )	19,74	<0,001	7,78	<0,001	0,42	0,51*
1-3		7,74	0,001	0,08	0,78*	0,07	0,79*
1-4		14,49	<0,001	0,15	0,70*	0,27	0,60*
1-5		23,08	<0,001	10,04	<0,001	0,12	0,72*
1-6		9,87	0,001	4,25	0,03	0,90	0,34*
1-7		10,64	0,001	2,35	0,12*	0,27	0,60*
1-8		11,11	<0,001	2,19	0,14*	1,28	0,26*
1-9		2,38	0,122*	0,07	0,78*	0,05	0,83*
2-3		9,91	0,001	4,27	<0,001	2,16	0,14*
2-4		0,07	0,79*	1,80	0,18*	0,79	0,37*
2-5		2,03	0,15*	0,16	0,68*	0,53	0,47*
2-6		12,57	<0,001	1,83	0,18*	1,26	0,26*
2-7		6,98	<0,001	6,53	<0,001	1,45	0,23*
2-8		7,22	<0,001	0,58	0,45*	0,01	0,92*
2-9		21,73	<0,001	6,88	<0,001	3,20	0,073*
3-4		8,16	<0,001	0,14	0,70*	1,00	0,31*
3-5		9,94	<0,001	6,11	<0,001	17,33	<0,001
3-6		1,00	0,316*	0,15	0,70*	2,17	0,14*
3-7		1,07	0,301*	0,16	0,69*	5,05	0,02
3-8		0,00	1,00*	0,79	0,37*	2,77	0,096
3-9		4,27	0,038	0,07	0,79*	0,00	0,92*
4-5		6,79	<0,001	6,46	<0,001	0,04	0,84*
4-6		5,11	0,023	0,00	1,00*	1,04	0,30*
4-7		1,52	0,220*	0,00	1,00*	0,52	0,47*
4-8		3,23	0,072*	0,25	0,62*	0,48	0,49*
4-9		15,52	<0,001	0,14	0,70*	9,75	<0,001
5-6		12,76	<0,001	2,40	0,12*	0,72	0,39*
5-7		6,90	<0,001	6,90	<0,001	13,95	<0,001
5-8		7,14	<0,001	4,13	0,04	10,45	0,001
5-9		22,37	<0,001	8,69	<0,001	11,31	<0,001

6-7		0,00	1,00*	0,28	0,60*	1,41	0,23*
6-8		0,26	0,609*	0,26	0,61*	2,78	0,096*
6-9		6,27	0,012	3,70	0,05*	3,31	0,06*
7-8		0,28	0,60*	1,07	0,30*	1,91	0,17*
7-9		6,67	<0,001	3,85	0,05	0,15	0,69*
8-9		6,90	<0,001	1,91	0,17*	5,04	0,24*